

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Ekologie



Bc. Klára Matasová

Sezónní variabilita aktivity a promořenosti patogenem
v populacích raka pruhovaného

*Seasonal variation of activity and pathogen prevalence
in populations of the spiny-cheek crayfish*

Diplomová práce

Školitel: doc. RNDr. Adam Petrusek, Ph.D.

Praha 2011

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem se podílela na sběru všech dat využitých pro tuto diplomovou práci. Jako celek tato data nebyla zpracována a předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu. Práci jsem vypracovala samostatně a uvedla jsem všechny použité informační zdroje a literaturu.

Na publikovaném článku, jenž je součástí práce jako příloha, se všichni spoluautoři podíleli v různé míře na psaní a úpravách textu, dále pak poskytnutím některých dat (Eva Kozubíková, Jiří Svoboda) a statistickými analýzami (Vojtěch Jarošík).

V Praze dne, 29. srpna 2011

Klára Matasová

Poděkování

Na první místě zde chci poděkovat svému školiteli, Adamu Petruskovi, za jeho trpělivé vedení, nespočet cenných rad a motivaci, kterou mi po celé magisterské studia poskytoval.

Mé poděkování patří také Milošovi Buřičovi a Pavlu Kozákovi za odbornou pomoc a rady pro sběr a vyhodnocení telemetrických dat. Cenné rady a pomoc v terénu poskytl také Michal Bílý.

Dále bych chtěla poděkovat následujícím lidem:

Evě Kozubíkové za to, že byla vždy tak vstřícná a trpělivá při vysvětlování laboratorních postupů a čtení textů.

Lence Filipové za to, že mě během stáže v Poitiers provedla fungováním francouzské laboratoře, ale i životem mimo ni.

Zuzce Lulayové za zpracování map. Petru Janu Juračkovi za pomoc se statistickým vyhodnocením dat. Jim oběma pak za obrovskou podporu během terénního sběru dat, kterou mi poskytovali, i když už sami byli na pokraji sil.

Radku Lüftnerovi za velkou pomoc při získávání dat, za jeho obětavost a ochotu pomoci v každou denní dobu.

Jirkovi Svobodovi za to, že se mnou prošel úskalím prvních konferencí a za jeho gentlemanskou povahu. Jirkovi a Radkovi také za to, že vždy byli (a doufám, že nadále budou) mými velmi dobrými přáteli. Hance Vaněčkové za to, jaká je.

Množství terénních údajů by nevzniklo bez pomoci nespočtu mých přátel, kteří se během let na této studii podíleli. Mé velké díky proto patří Honzovi, Vojtovi, Radce, Martině, Tomášovi, Lád'ovi, Hance, Magdě, Tereze, Lence, Gábině, Tomášovi, Radce, Luborovi, Bego a dalším.

Chtěla bych poděkovat také mým kolegyním z čajovny za to, že mě během celého studia podporovaly a vždy pro mě měly pochopení.

Za velkou motivaci a víru v mé schopnosti děkuji Hance a Radce.

Děkuji Tondovi za to, že je mi vždy nablízku.

V neposlední řadě děkuji také svým rodičům, za to, že mi umožnili studovat tuto vysokou školu a že ve mě vždy vkládali velkou důvěru, kterou jsem se snažila nezklamat.

Finanční podpora

Tento výzkum byl financován granty GAAV A601870701. Za finanční podporu, jež mi umožnila účast na konferencích a také odbornou stáž v laboratoři v Poitiers, děkuji nadaci Nadání Josefa, Marie a Zdeňky Hlávkových a Fondu mobility Univerzity Karlovy.

Obsah

Abstrakt.....	6
Abstract.....	7
Úvod.....	8
Raci a jejich invaze.....	8
Račí mor a jeho přenos	9
Pohybová aktivita raků.....	11
Metody využitelné ke sledování pohybové aktivity raků.....	12
Rak pruhovaný	13
Raci v potoce Pšovka.....	13
Cíle práce	14
Metodika	15
Studovaná oblast	15
Zpracování mapy.....	18
Odchyt a výběr jedinců pro radiotelemetrii	21
Vysílačky a příjem signálu	22
Sběr dat	23
Využití migrační pasti.....	24
Zpracování dat.....	26
Výsledky	28
Jarní sledování.....	28
Podzimní sledování.....	32
Letní sledování.....	33
Vliv teploty	35
Směr migrace	36
Diskuze	37
Rozdíly v aktivitě během roku	37
Vliv teploty na aktivitu	39
Vliv pohlaví raků na aktivitu	40
Vliv velikosti raků na aktivitu.....	40
Trend ve směru pohybu	40
Terénní testování nového modelu migrační pasti.....	40
Šíření raka pruhovaného v Pšovce	41
Doporučení pro další management račích populací v Pšovce	44
Závěr.....	45
Seznam literatury	46
Přílohy	54

Abstrakt

Nejrozšířenějším invazním druhem raka v České republice je rak pruhovaný (*Orconectes limosus*). Je přenašečem významného onemocnění, račího moru, způsobovaného oomycetem *Aphanomyces astaci*. Tato nákaza je smrtelná pro původní druhy raků žijící na našem území. Přenos tohoto onemocnění zpravidla souvisí s šířením raků, jež je závislé mimo jiné na jejich pohybové aktivitě. Pro sledování této aktivity v potoce Pšovka a vyhodnocení faktorů, které ji ovlivňují, bylo v této práci využito metody radiotelemetrie. Hlavním cílem této práce bylo zhodnotit a případně vysvětlit rozdíly v pohybové aktivitě raků mezi ročními obdobími. Testovali jsme hypotézu, podle níž raci využívají tok jen v období od jara do podzimu a později se většina populace vrací přezimovat zpět do rybníka. Dále nás zajímalo, do jaké vzdálenosti od rybníka raci migrují a zda lze vysledovat souvislost mezi migrací a ročním obdobím, případně teplotou vody. Výsledky ukazují, že aktivita raků se mezi sezónami liší, ale ve většině sledovaných období se nepodařilo prokázat vliv teploty. Výrazně se na aktivitě raků projevuje období rozmnožování, zejména na jaře. Podle našeho sledování se raci pruhovaní proti proudu Pšovky téměř nešíří. Předpokládaná sezónní migrace mezi rybníkem a tokem byla sledována pomocí obousměrné průtočné pasti instalované v ústí toku do rybníka. Hypotéza o sezónní migraci však nebyla podpořena. Během studie byl navržen, zkonstruován a v terénu testován nový typ pasti.

Populace raka pruhovaného jsou původcem račího moru promořeny v různé míře a výsledky molekulární detekce naznačovaly, že potok Pšovka patří mezi středně promořené populace. Přítomnost patogenu ve studované populaci byla sledována po několik let a v rámci různých sezón. Výsledky ukazují, že počet nakažených jedinců klesá v průběhu roku i meziročně. Navzdory tomuto poklesu hrozí na tomto toku v blízké budoucnosti znovu kontakt mezi populací raka říčního a raka pruhovaného, a tudíž potenciálně nová masová nákaza původního druhu račím morem.

Klíčová slova: pohybová aktivita, telemetrie, migrační past, račí mor, promořenost, *Orconectes limosus*, *Astacus astacus*, *Aphanomyces astaci*

Abstract

The most widespread of invasive crayfish in the Czech Republic is the spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*). It is a major disease carrier of crayfish plague, caused by the pathogen *Aphanomyces astaci*. The infection is lethal to European native species of crayfish. Transmission of this disease is usually associated with the spread of crayfish, which is dependent on their movement. The main aim of this work was to evaluate the differences in crayfish migratory activity in the Pšovka brook among seasons, and assess the factors that may affect it, by the use of radiotelemetry and trapping. We tested the hypothesis that crayfish use brook in the period from spring to autumn and then return back into a pond to overwinter. Furthermore, we evaluated how far from the pond crayfish migrate, and whether there is any relationship between migration and the season or water temperature. The results demonstrate that the activity varies among seasons (being strongly affected by breeding season) but in most studied periods did not significantly depend on water temperature. According to our monitoring, the spiny-cheek crayfish does not spread substantially to upstream parts of the Pšovka. Seasonal migration between the pond and the brook was monitored using two-way flow-through traps installed at the mouth of the brook into the pond. The hypothesis of seasonal migration between brook and pond was not supported. During the study we designed, engineered and field-tested a new type of this trap.

The populations of the spiny-cheek crayfish are infected by crayfish plague pathogen in varying degrees and molecular detection results suggest that the Pšovka brook belongs among intermediately infected populations. The prevalence of the pathogen in the study population was followed for several years and different seasons. The results suggest that the number of infected individuals (or the detectability of the pathogen) decreases during the year, but also between years. In conclusion, the spiny-cheek crayfish spread in the Pšovka brook is limited, and infection of the population by the crayfish plague pathogen in the study period declined. However, a contact between the populations of noble crayfish and spiny-cheek crayfish may be expected soon in this brook, and a new mass mortality of native crayfish due to crayfish plague cannot be ruled out.

Key words: movement, telemetry, crayfish trap, infection prevalence, crayfish plague, *Orconectes limosus*, *Astacus astacus*, *Aphanomyces astaci*

Úvod

Můj výzkum byl součástí širšího projektu zabývajícího se biologií nepůvodního raka pruhovaného na území České republiky. Tento druh je naším nejrozšířenějším invazním druhem raka. Je také obvykle bezpříznakovým přenašečem patogenu račího moru (*Aphanomyces astaci*). Jeho šíření tak ohrožuje původní druhy raků nejen z důvodu mezidruhovité kompetice (Hill a Lodge 1999; Gherardi a kol. 2004; Schulz a kol. 2006), ale také kvůli šíření *A. astaci*, jehož nákaza je pro citlivé evropské druhy letální (Kozubíková a kol. 2009). Přirozené šíření raků bez přispění člověka je do velké míry závislé na jejich vlastní pohybové aktivitě. Šíření původce račího moru tak přímo souvisí s pohybovou aktivitou raků.

Tato diplomová práce se skládá ze dvou klíčových částí, které spolu vnitřně souvisí, ale metody použité při jejich sledování jsou značně rozdílné. Z tohoto důvodu jsou obě části prezentovány odděleně.

Prvním tématem mé diplomové práce je pohybová aktivita raka pruhovaného v potoce Pšovka a jeho migrace mezi tokem a rybníkem Lhotka. Za tímto účelem bylo nutno navrhnout jiný typ pasti. Tento model byl zkonstruován, otestován a přihlášen jako užitečný vzor. Zpracování této problematiky je věnována hlavní část mé práce.

Druhým tématem, jemuž zpracování jsem se věnovala během magisterského studia, je sledování promořenosti tří populací raka pruhovaného patogenem račího moru. Tato studie již prošla recenzním řízením a byla publikována v impaktovaném časopise. Pozadí výzkumu a diskuze jeho výsledků jsou součástí článku, jenž je zařazen mezi přílohy, a nejsou tak popisovány přímo v práci.

Raci a jejich invaze

Šíření invazních druhů patří společně s poškozováním či ztrátou původních ekosystémů k nejvýznamnějším důvodům snižování celkové biodiverzity na Zemi (Vitousek a kol. 1996). Působení invazních druhů má řadu negativních vlivů na ekosystémy. Kromě možného kompetičního vyloučení původních druhů s podobnou nikou (Bubb a kol. 2004) může dojít i ke změnám ve fungování celého ekosystému, např. narušením potravního řetězce (Gherardi 2010) nebo přímým poškozováním abiotických složek ekosystému (Strayer 2010). Změny v ekosystému mohou také snižovat jeho hospodářskou využitelnost a v neposlední řadě je potřeba zmínit etická a estetická hlediska snižování počtu druhů působením invazních druhů (<http://www.europe-aliens.org>).

Raci jsou díky své velikosti, obvyklé početnosti populací a svému postavení v potravním řetězci jedněmi z nejdůležitějších živočichů sladkých vod (Hill a Lodge 1994; Bubb a kol. 2004). Je prokázáno, že do značné míry ovlivňují populace jiných druhů bezobratlých (Abrahamsson 1966) a také množství řas a makrofyt (Guan a Wiles 1998). Raci se stávají kořistí dravých ryb, vodních ptáků i suchozemských predátorů (Holdich a Black 2007; Fischer a kol. 2009). Jsou proto považováni za klíčové druhy sladkovodních ekosystémů (Matthews a Reynolds 1992; Gherardi 2007). Není tedy divu, že výskyt invazních druhů raků se projeví velmi dramaticky. Pro příklad uvádím případ raka signálního, který je kromě zvýšené predace bezobratlých živočichů a enormního spásání vodních makrofyt obviňován také ze zvýšené eroze vodního dna způsobené norováním (Freeman a kol. 2009) nebo ze snížení výnosů komerční produkce lososa obecného (*Salmo salar*) (Griffiths a kol. 2004).

Výskyt invazních raků je velkou hrozbou pro původní druhy raků. U invazních druhů raků byla prokázána celá řada vlastností, které je zvýhodňují v konkurenci s druhy původními. Svou životní strategií se řadí mezi r-strategie (Lindqvist a Huner 1999). Jsou schopni přežít i nepříznivé přírodní podmínky (Gherardi a kol. 1998; Larson a kol. 2009), využívají různorodé habitaty (Olsson a kol. 2009), jsou agresivnější při získávání potravy i vhodných úkrytů (Westman a kol. 2002; Bubb a kol. 2006; Olsson a kol. 2009) a v neposlední řadě u nich bylo zaznamenáno množství vlastností, které je zvýhodňují v rozmnožování. Pro příklad uvádím vyšší počet vajíček ve snůšce (Stucki 1998), časnou pohlavní dospělost (Söderbäck 1995; Kozák a kol. 2006). Jedná se také o v poslední době odhalenou schopnost produkovat vajíčka bez přítomnosti samce (Buřič a kol. 2011) nebo výskyt klonů u raka červeného (Yue a kol. 2008).

Račí mor a jeho přenos

Dalším významným ohrožením pro původní druhy je smrtelné onemocnění zvané račí mor. V České republice můžeme nalézt tři druhy, které jsou na račí mor citlivé: rak říční (*Astacus astacus*), rak kamenáč (*Austropotamobius torrentium*) a rak bahenní (*Astacus leptodactylus*). Všechny tři druhy jsou řazeny mezi ohrožené a jsou zákonem chráněny. Invazní druhy raků vyskytující se v ČR jsou naopak s touto nákazou schopni dlouhodobě přežívat a jsou tak často bezpříznakovými přenašeči (Gherardi 2006; Kozubíková a kol. 2009). Patogen, jenž tuto nákazu způsobuje (*Aphanomyces astaci*, Oomycetes, Saprolegniales), bývá řazen mezi stovku nejhorších invazních druhů na světě (Lowe a kol. 2004; Vilá a kol. 2009) a v Evropě se vyskytuje od roku 1859 (Alderman 1996).

Základní informace o biologii patogenu račího moru, včetně jeho životního cyklu, byly v českém jazyce shrnuty v práci Kozubíkové a Petruska (2009). Onemocnění se přenáší zoosporami uvolňujícími se ze sporulujícího mycelia rostoucího v těle napadeného raka. Tyto spory jsou schopné pohybu a po přisednutí na povrch se mění v nepohyblivé cysty. Pokud přisednou na kutikulu raka, mění se v klíčící spory a prorůstají dále do kutikuly. V případě, že se spory přemění na cysty na nevhodném povrchu, jsou schopné se opětovně změnit na pohyblivé spory. Spory *A. astaci*, které mají životnost v řádu několika dní, jsou jediným volně žijícím stadiem životního cyklu tohoto druhu. Původce račího moru totiž podle dosavadních poznatků nevytváří žádná trvalá stadia (Söderhäll a Cerenius 1999), stejně jako i některé další oomycety parazitující na živočiších (Dieguéz-Urbeondo a kol. 2009).

Je tedy zřejmé, že pokud nový hostitel není nablízku, nedokážou spory račího moru dlouhodobě přežít (Söderhäll a Cerenius 1999). Šíření nákazy je tedy závislé na početnosti raků na dané lokalitě. Významnou roli při šíření račího moru mohou hrát jiní živočichové a také člověk. Experimentálně bylo prokázáno, že spory *A. astaci* mohou přežívat a dokonce i klíčit na poškozených šupinách lososovitých ryb (Hall a Unestam 1980). *In vivo* se však přenos moru na povrchu živých ryb neprokázal. Důvodem může být ochranná funkce slizu pokrývajícího rybí šupiny (Oidtmann a kol. 2002). Významnější roli v přenosu patogenu račího moru pravděpodobně hrají predátoři raků. Názory na přenos *A. astaci* v trávicím traktu savců a ptáků se liší (Reynolds 1988; Nylund a Westman 1995; Oidtmann a kol. 2002). Avšak přežití patogenu v infikované kutikule v trávicím traktu rybích predátorů bylo jednoznačně potvrzeno (Oidtmann a kol. 2002).

Přenos račího moru způsobený lidmi bývá zapříčiněn buď přímým šířením spor, např. na rybářském a potápěčském vybavení (Alderman a Polglase 1985; Reynolds 1997; Kozubíková a Petrusek 2009), anebo úmyslným vysazováním invazních druhů raků přenášejících račí mor (Pöckl a Pekny 2002; Petrusek a kol. 2006). Dalšími možnostmi je využívání invazních raků jako rybářské nástrahy (Holdich a Black 2007) nebo přemístění vody a raků při převozu ryb (Alderman a kol. 1987; Oidtmann a kol. 2002). Za významný faktor v období masivních úhynů na následky račího moru byl považován obchod s raky spojený s jejich transportem po celé Evropě (Alderman 1996). V dnešní době hrozí nebezpečí v podobě prodeje potenciálních přenašečů moru mezi akvaristy (Chucholl a Pfeiffer 2010). Prevence přenosu *A. astaci* na nové lokality tedy zahrnuje opatření, jež by měla zabránit výše uvedeným způsobům šíření. Přenosu nákazy s vybavením lze bránit odstraněním vlhkého bahna, ve kterém mohou spory přežít až dva týdny (Alderman a Polglase 1985). Poté by mělo následovat omytí vybavení horkou vodou a důkladné vysušení (Kozák a kol. 2007). Proces

může být doplněn o desinfekci formaldehydem (Hall a Unestam 1980) nebo běžně dostupnými přípravky na bázi chlornanu sodného (Alderman a Polglase 1985).

Hlavním zdrojem nákazy račím morem v České republice jsou populace severoamerických druhů raků (Kozubíková a kol. 2009). Odstranění těchto druhů z lokalit, které již osídlili je značně problematické (Peay a kol. 2006; Gherardi a kol. 2011). Vhodnější strategií je tedy šíření na další lokality předcházet. Úmyslnému přenosu raků lze zabránit pouze informováním rybářů, potápěčů, ale i široké veřejnosti formou veřejně přístupných přednášek nebo článků v populárně naučných časopisech (např. Kozubíková a Petrusek 2006). Nezanedbatelnou roli však hraje také vlastní pohyb raků.

Pohybová aktivita raků

Šíření račího moru úzce souvisí s šířením invazních raků. Samotná aktivita raků je ovlivněna řadou faktorů. Zde uvádím nejvýznamnější z nich:

Teplota: Bylo prokázáno, že u raků, tak jako u většiny bezobratlých živočichů, je fungování metabolismu závislé na teplotě prostředí (Flint 1977). Počátek aktivity na jaře tedy souvisí s teplotou vody (Brink van den a kol. 1988; Troschel a kol. 1995; Bojsen a kol. 1998). Stejný mechanismus se pravděpodobně projevuje i při poklesu teploty na podzim. Raci si vyhledávají v toku oblasti s větší vrstvou bahna, kde se mohou zahrabat a přečkat zimu. S tím pravděpodobně souvisí, že raci pruhovaní migrují v podzimním období z přítoku přehrady Orlík do samotné údolní nádrže (Buřič a kol. 2009b).

Rozmnožování a svlékání: Sledování rozmnožovacího cyklu celé řady druhů raků ukázala, že má na jejich celkovou aktivitu značný vliv. Opakovaně byla pozorována výrazně zvýšená aktivita obou pohlaví v období vyhledávání partnera a páření v jarním období (Bohl 1998; Nyström a kol. 2006; Buřič a kol. 2009a). Po naklazení vajíček naopak značně klesá aktivita samic (Flint 1977; Bohl 1998). Autoři citovaných prací uvádí, že důvodem je pravděpodobně vyhledání bezpečného úkrytu s vhodnou teplotou pro vývoj mláďat. Delší dobu v úkrytu tráví také raci čerstvě po svlékání kutikuly (Mori a kol. 2001). Po dobu, kdy je jejich nový krunýř stále měkký, jsou velmi náchylní k predaci a jako potrava jim slouží vlastní svlečka. Z těchto důvodů raci po svlékání značně omezují svou pohybovou aktivitu (Mori a kol. 2001).

Proudění v toku: Studie o vlivu proudění vody na chování a aktivitu raků se ve svých závěrech poměrně dost rozcházejí. Robinson a kol. (2000) a Gherardi a kol. (2002) uvádějí, že pohyb dospělců raků kamenáčů a raků červených je vlivem zvýšeného proudění značně ovlivněn. Při sledování raka pruhovaného se vliv zvýšeného proudu na jeho chování neprokázalo (Kozák a kol. 2004). U tohoto druhu byl pozorován pohyb proti proudu i v průběhu povodní (Buřič a kol. 2009b).

Mezi další faktory ovlivňující aktivitu raků patří také výška hladiny (Gherardi a kol. 2002) nebo přítomnost predátora (Hill a Lodge 1994).

Metody využitelné ke sledování pohybové aktivity raků

Srovnání metod použitelných pro studium aktivity raků jsem se věnovala ve své bakalářské práci (Matasová 2009). Sledovací metody můžeme rozdělit na ty, které vyžadují zpětný odchyt jedince, a na ty, které ho nevyžadují. Pro zpětný odchyt je nutno jedince identifikovat, a to nejlépe díky individuálnímu značení. Jako takové značení se u raků používá: kauterizace (Abrahamsson 1965), vystřihování značek do telsonu a uropodů (Lappalainen a Pursiainen 1995; Light 2003), vpichování barevných implantovaných elastomerů (Pilotto a kol. 2008) a implantovaných alfanumerických značek (Jerry a kol. 2001).

Všechny výše jmenované metody představují větší či menší zásah do těla raka a všechny vyžadují pro sledování pohybové aktivity raků jejich zpětné odchyťování. To přitom může také způsobit změny v chování raků. Metody bez zpětného odchytu fungují zpravidla na principu vzdáleného příjmu signálu a po označení není dále potřeba s raky přímo manipulovat. Nejpoužívanější jsou pasivní integrované transpondery (PIT) a radiotelemetrické vysílačky. Zatímco transpondery jsou zpravidla vpraveny do těla raka, radiotelemetrické vysílačky se instalují na povrch jeho těla, na karapax. Nevýhodou PIT čipů je i fakt, že pro jejich rozpoznání je obvykle potřeba přiblížit čtečku velmi blízko k označenému jedinci.

Podrobné radiotelemetrické sledování bylo provedeno např. u raka signálního (Bubb a kol. 2002; Bubb a kol. 2004) a raka červeného (Gherardi a kol. 2002; Barbaresi a kol. 2004). Telemetrií raka pruhovaného se však dle dostupné literatury, mimo českou výzkumnou skupinu (Buřič a kol. 2009a; Buřič a kol. 2009b), nikdo jiný nevěnoval. V terénu byla kromě radiotelemetrie testována také metoda značení elastomery pro odhad početnosti (Lulayová 2009). Přímou na potoce Pšovka jsme použili i metodu integrovaných transponderů, ale

z důvodů velmi nízkého počtu znovunalezených jedinců od ní bylo upuštěno. Tyto i další metody značení byly testovány také v laboratorních podmínkách (Buřič a kol. 2008).

Rak pruhovaný

Rak pruhovaný, *Orconectes limosus*, se vyskytuje v Evropě od roku 1890, kdy bylo asi 90 jedinců vysazeno v oblasti německo-polských hranic (Hamr 2002). Původně se uvádělo, že tito jedinci pocházeli z řeky Delaware, ale genetická data toto nepotvrdila. Jejich původ tedy není zcela jasný (Filipová a kol. 2011). Odtud se druh dále šířil a v dnešní době je potvrzen jeho výskyt ve 20 evropských zemích (Holdich 2002). V České republice je nejrozšířenějším invazním druhem raka (Petrusek a kol. 2006) a mnohé populace tohoto druhu na území ČR jsou nakaženy račím morem (Kozubíková a kol. 2009). Jeho populace se zpravidla vyskytují v blízkosti velkých řek nebo ve stojatých vodách. Tento druh má pravděpodobně omezenou schopnost pronikat dál proti proudu malých toků (Petrusek a kol. 2006). Lozan (2000) v laboratorních podmínkách potvrdil, že rak pruhovaný je aktivní i za denního světla, což může výrazně ovlivnit jeho šíření jakožto invazního druhu (Gherardi a kol. 2000). Také ostatní uvedené vlastnosti předurčují raka pruhovaného k tomu, aby byl úspěšným invazním druhem (Lindqvist a Huner 1999).

Rak pruhovaný je rychle rostoucí druh (Kozák a kol. 2006), ale jeho velikost zpravidla nepřesahuje 10 cm celkové délky těla (Ďuriš a kol. 2006). Pohlavní dospělosti dosahuje v raném věku (Hamr 2002), páří se dvakrát ročně (Holdich a Black 2007) a v jedné snůšce může samice nosit i více než 500 vajíček (Kozák a kol. 2006). Byla zaznamenána také fakultativní partenogeneze tohoto druhu v laboratorních podmínkách. Zatím však není jasné, nakolik se tato schopnost projevuje v přírodních podmínkách (Buřič a kol. 2011).

Raci v potoce Pšovka

Před rokem 1974 potok Pšovka obýval pravděpodobně pouze rak říční. Následkem chemické otravy vody však byla jeho populace zredukována a na jeho místo byl vysazen rak bahenní a později i rak pruhovaný (Beran 1995). V roce 1994 byl tomto toku potvrzen výskyt raka říčního, raka bahenního i raka pruhovaného. V roce 1998 byl zaznamenán hromadný úhyn raků říčních v toku (Kozák a kol. 2000). Nákaza se šířila proti proudu a jiné organismy nebyly zasaženy. Vzniklo tak podezření na výskyt račího moru. Patogen se bohužel nepodařilo kultivovat, ale údaje zjištěné anamnézou vzorků uhynulých raků ukazují na nákazu račím morem. Tuto domněnku navíc podporuje fakt, že populace raků pruhovaných nebyla viditelně dotčena (Kozák a kol. 2000). V pozdějších pracích byl výskyt *A. astaci* v populaci

raka pruhovaného v Pšovce opakovaně potvrzen pomocí molekulárních metod (Kozubíková a kol. 2006; Kozubíková a kol. 2009). Nepočetná populace raka říčního zůstala po úhynu izolována asi dvoukilometrovým úsekem bez raků (Kozák a kol. 2000). Při odchycích v roce 2000 a v letech 2006 a 2007 nebyl již potvrzen výskyt raka bahenního v tomto toku (Vrzal 2003; Lulayová 2007). V současnosti se tedy v různých částech toku Pšovky vyskytují populace raka říčního a raka pruhovaného.

Cíle práce

Prvním cílem této práce bylo **popsat, jak se mění pohybová aktivita raka pruhovaného v Pšovce v ročních obdobích**. Druhým cílem bylo **zhodnotit faktory, které ovlivňují pohybovou aktivitu raka pruhovaného**. Ta může být ovlivněna celou řadou faktorů, ze kterých jsem na základě odborné literatury vybrala k testování tyto: teplotu vody, denní dobu, pohlaví a velikost jedince. Dále jsem zjišťovala, zda aktivitu raků ovlivňuje jejich rozmnožování.

Na základě pozorování podzimní migrace raků pruhovaných z potoka do přehrady na jednom z přítoků nádrže Orlík byla stanovena hypotéza, že raci využívají tok pouze během teplejších období roku a na zimu se stahují zpět do rezervoáru (Buřič a kol. 2009b). Potok Pšovka je ve sledované oblasti přerušen rybníkem Lhotka. **Testovali jsme tedy, jestli dochází k sezónní migraci mezi tokem Pšovka a rybníkem Lhotka.**

Ke sledování migrace mezi rybníkem a tokem byla využívána do ústí potoka zapuštěná past. Původně používaný typ pasti však trpěl řadou nevýhod: kromě raků zachytávala i jiné organismy, značně se zanášela plovoucím materiálem a konstrukce pasti ztěžovala kontrolujícím osobám manipulaci s chycenými jedinci. Z těchto důvodů vznikla potřeba **navrhnout a otestovat nový typ průtočné migrační pasti.**

V potoce Pšovka se kromě raka pruhovaného vyskytuje populace raka říčního. Rak říční by mohl být ohrožen střetem s rakem pruhovaným. Jedním z cílů této práce je **vyhodnotit šíření raka pruhovaného v Pšovce.**

Literatura uvádí, že existují lokality, na kterých se společně vyskytují raci invazní i raci původní (Westman a Savolainen 2001; Schulz a kol. 2006). Tyto práce předpokládají, že populace invazního druhu není nakažena račím morem. V populaci raka pruhovaného v Pšovce byl patogen račího moru několikrát detekován (Kozubíková a kol. 2006; Kozubíková a kol. 2009). Dalším cílem práce bylo **analyzovat dlouhodobé změny**

v promořenosti populace raka pruhovaného v Pšovce patogenem račího moru a srovnat místní situaci s jinými populacemi, jež byly původně promořeny podstatně více či méně.

Metodika

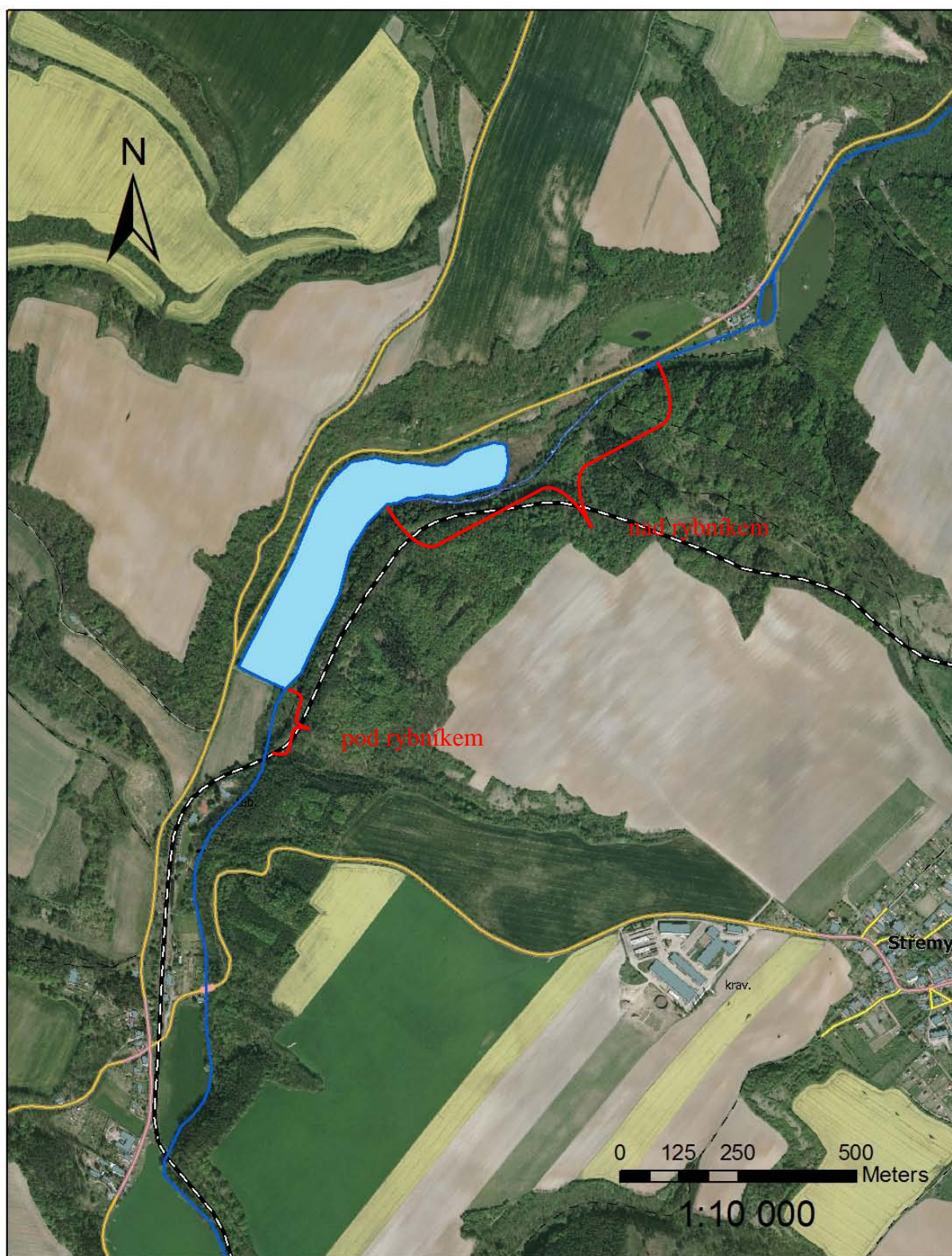
Studovaná oblast

Migrační aktivita byla sledována v jižní oblasti CHKO Kokořínsko, v potoce Pšovka v okolí Lhotky u Mělníka. Sledování chování raků v této oblasti navazuje na předchozí práce týkající se výskytu a aktivity raků v potoce Pšovka (Beran 1995, 1999; Vrzal 2003; Lulayová 2007). Celková délka toku je 34,4 km, plocha povodí činí 158,1 km². Pšovka je potokem nížinného charakteru. Pramení v mokřadech na území obcí Blatce, Tubož a Houska. Tato oblast byla vyhlášena Přírodní památkou Prameny Pšovky. Tok dále směřuje od severu k jihu přes celou východní část NPR Kokořínský důl. Protéká údolím tvořeným druhohorními pískovcovými kvádry. U Mělnické Vrutice se stáčí k západu a dále protéká městem Mělník, kde ústí do Labe. Potok je přerušen celkem sedmi rybníky - Tubož, Stříbrník, Špaček, Kačírek, Harasov, Štampach a Lhotka. Potok se také velmi často rozlévá a přechází v mokřady.

Z dlouhodobého výskytu raků v Pšovce můžeme usuzovat, že zde nalézají vhodné podmínky k životu. Raci jsou považováni za všežravce (Nyström 2002). Jako živočišná část potravy může rakům složit celá řada zástupců zoobentosu (Vrzal 2003). Z potencionálních predátorů raků byli pozorováni volavka popelavá (*Ardea cinerea*), sumec velký (*Silurus glanis*), okoun říční (*Perca fluviatilis*) a psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*) (Beran a kol. 1998).

Na základě předchozího průzkumu výskytů raka pruhovaného v Pšovce byly vytypovány dva úseky pro telemetrické sledování. Úsek označený jako „nad rybníkem“ zahrnuje část toku od mostku k ústí Pšovky do rybníka Lhotka (50°23'31.611"N, 14°33'0.054"E - 50°23'42.032"N, 14°33'15.656"E) (Obr 1.). Tento úsek je charakteristický nízkými břehy a poměrně hustou břehovou vegetací, jejíž kořeny poskytují rakům množství vhodných úkrytů. Tok zde často meandruje a vytváří tak místy klidné tůňky, střídající se s rychlejšími úseky. Hloubka toku zde kolísá mezi 20 až 50 cm, dno je pokryto bahnitým sedimentem o hloubce obvykle několika desítek cm. Šířka toku se pohybuje od 0,5 do 3 m.

Úsek „pod rybníkem“ začíná přepadem z rybníka a končí u železničního mostu (50°23'16.246"N, 14°32'38.626"E - 50°23'11.127"N, 14°32'37.865"E) (Obr.1) Rychlost toku je zde vyšší než v úseku nad rybníkem. Také zde je břehová vegetace prorůstá kořenovými systémy do toku. Břehy jsou zde vyšší. Zhruba 30 m po proudu od přepadu je tok zpevněn velkými betonovými bloky a kameny. V těchto místech je tok široký asi 6 m a hluboký asi 1 m. Zbytek úseku má hloubku pohybující se mezi 20 a 50 cm a šířku 2 až 4 m. V obou částech toku slouží rakům jako ukryty spadané větve a stromy i lastury odumřelých mlžů.



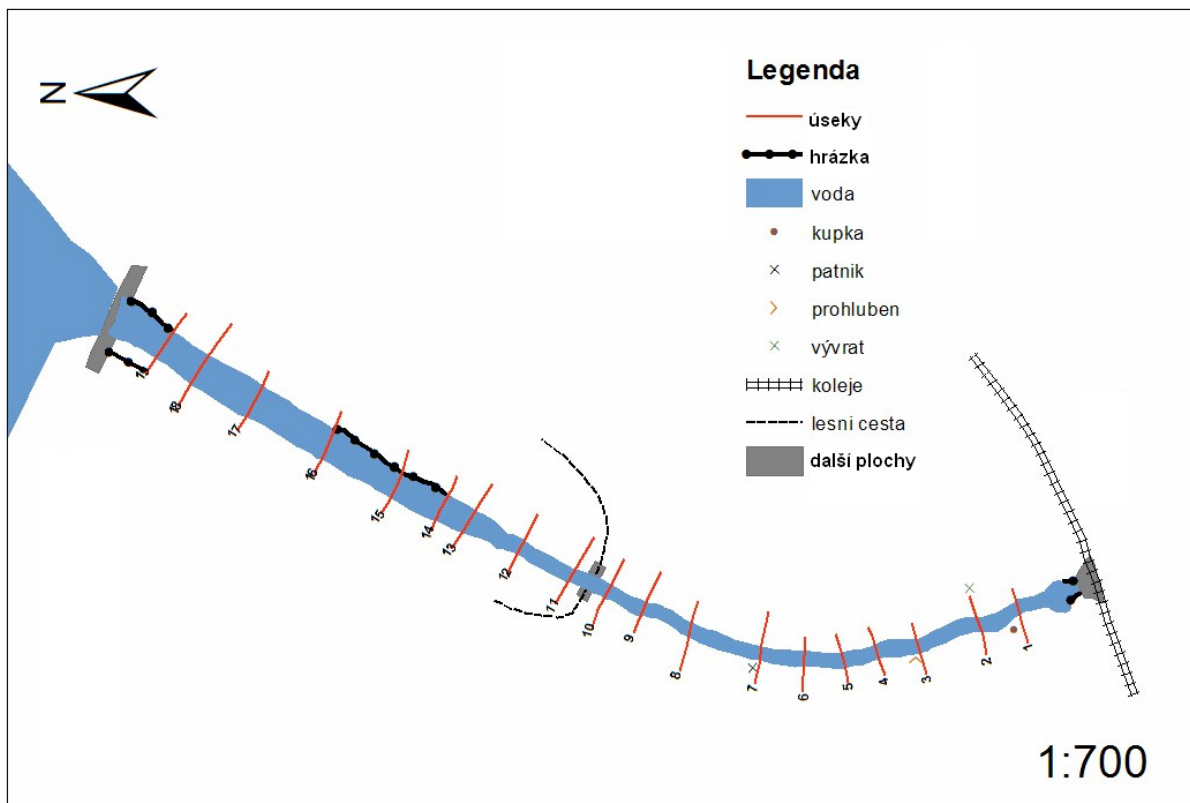
Obr 1. Mapa území okolí rybníka Lhotka s označením sledovaných úseků, „nad rybníkem“ a „pod rybníkem“
Autor: Zuzana Lulayová.

Zpracování mapy

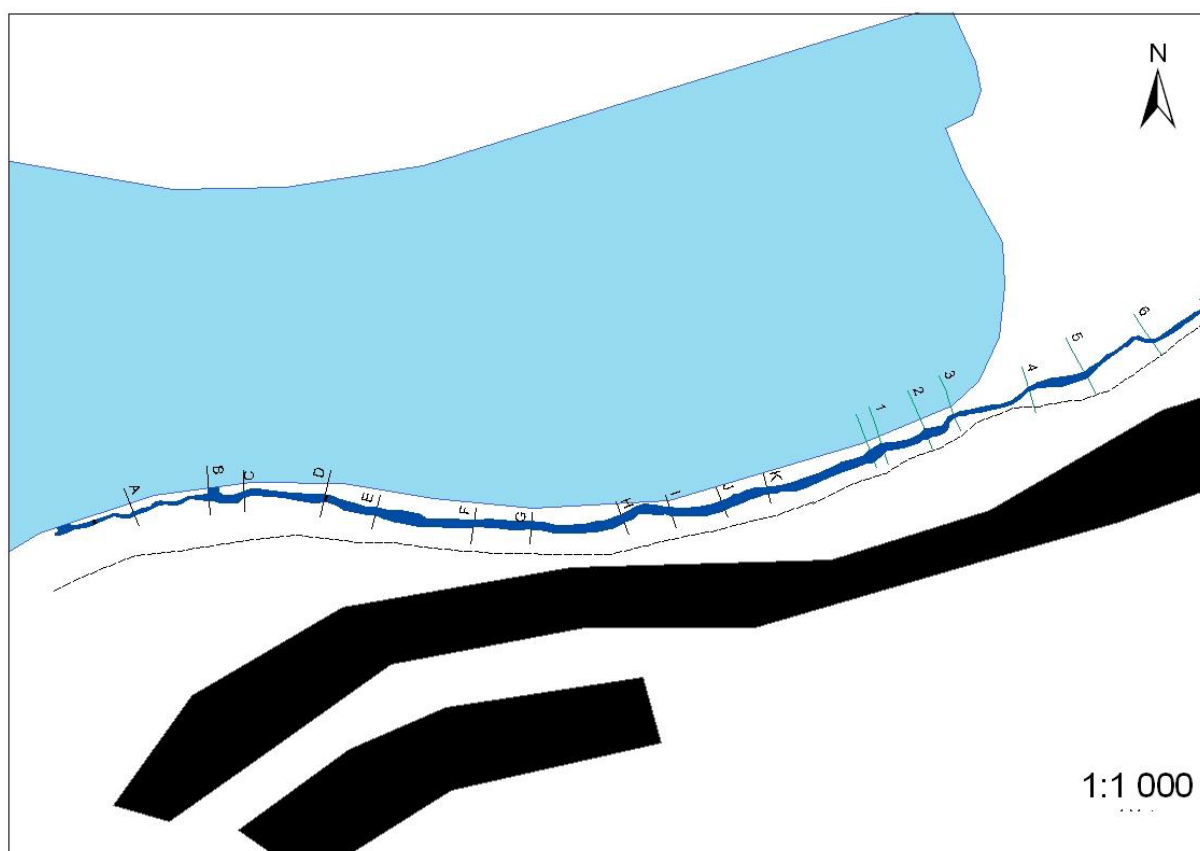
Pro přehledné záznamy o poloze značených jedinců v toku byly ve spolupráci s diplomantkou ČZU, Zuzanou Lulayovou, vytvořeny podrobné mapy sledovaných částí toku. Na tvorbě těchto map jsem se částečně podílela při zaměřování vzdáleností a profilu v terénu. Mapa byla zpracována v programu ArcGis 9.2. Podrobný popis tvorby mapy je zpracován v diplomové práci Lulayové (2009). Tyto mapy byly k dispozici po dobu trvání všech sledování (Obr 3., 4., 5. a 6.). K orientaci v terénu sloužilo značení čísly a písmeny nastříkanými barvou na stromech a pařezech v těsné blízkosti toku (Obr 2.). Tato specializovaná barva je běžně využívána lesníky k označování stromů a její udávaná životnost je 3 - 4 roky.



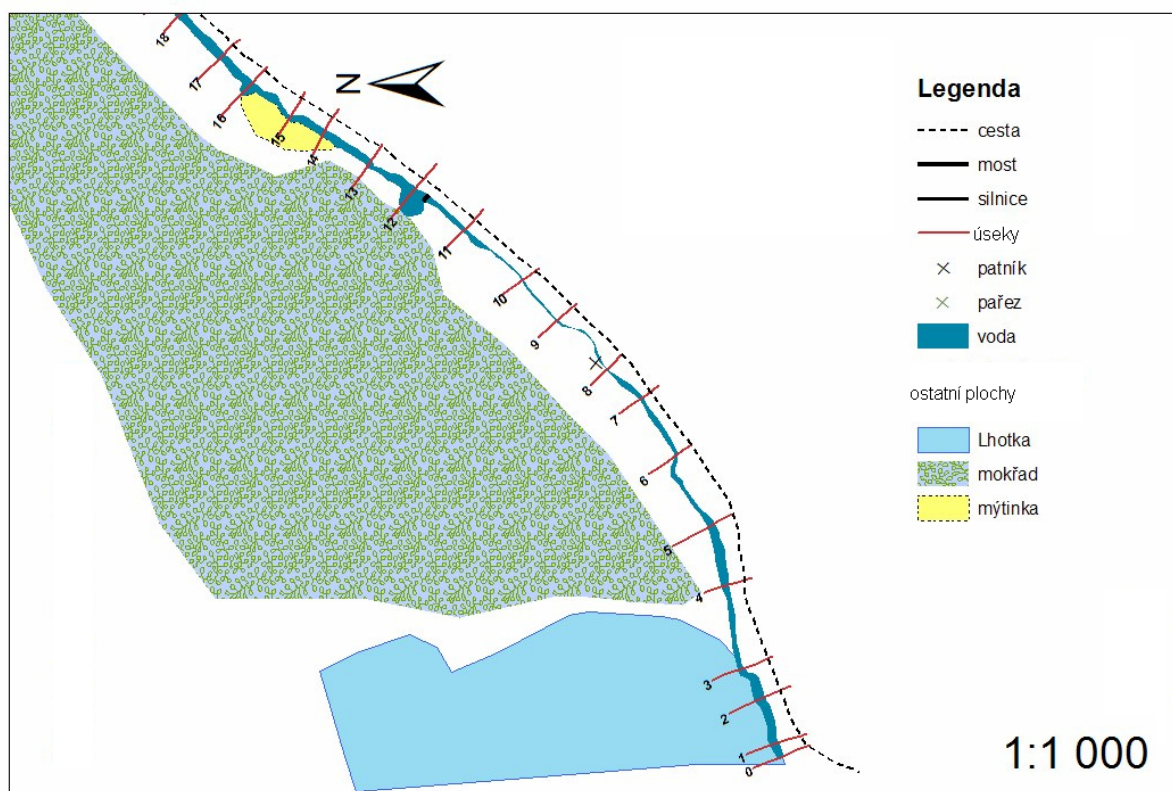
Obr 2. Příklad označeného pařezu sloužícího k orientaci při záznamu polohy sledovaných raků. Foto: Petr Jan Juračka.



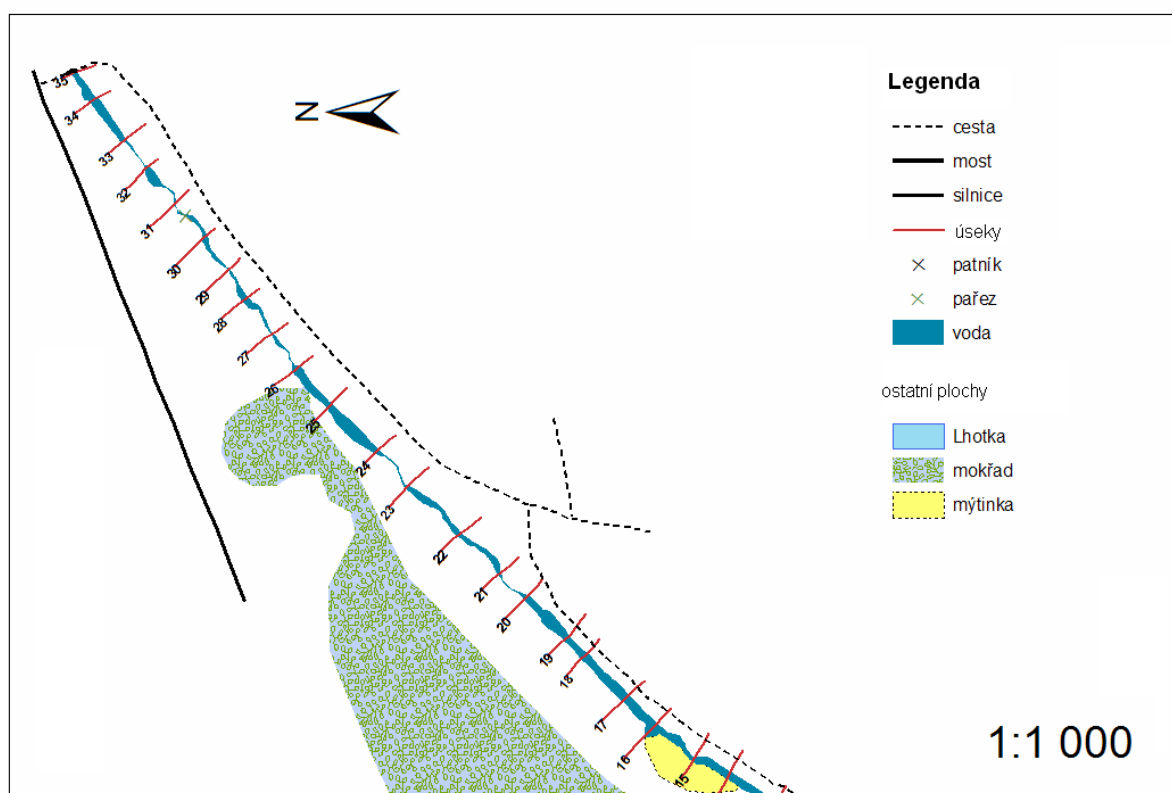
Obr 3. Mapka sledovaného úseku „pod rybníkem“. Autor: Zuzana Lulayová



Obr 4. Mapka sledovaného úseku „nad rybníkem“, část 1. Autor: Zuzana Lulayová



Obr 5. Mapka sledovaného úseku „nad rybníkem“, část 2. Autor: Zuzana Lulayová



Obr 6. Mapka sledovaného úseku „nad rybníkem“, část 3. Autor: Zuzana Lulayová

Odchyt a výběr jedinců pro radiotelemetrii

Pro odchyt byla použita metoda ručního prohledávání vhodných úkrytů. U odchycených jedinců byla pomocí posuvného měřítka změřena celková délka těla (od špičky rostra po zadní okraj telsonu) a délka hlavohrudi (od špičky rostra po zadní okraj hlavohrudi). Hraniční velikost pro nasazení vysílačky byla stanovena na 28 mm délky hlavohrudi. Tato velikost odpovídá hmotnosti, při které je hmotnost vysílačky méně než 10 % celkové hmotnosti raka (Buřič a kol. 2009b). U jedinců odpovídající velikosti bylo dále zaznamenáno pohlaví a místo odchytu (Tab 1.). K připevnění vysílačky na krunýř v oblasti hlavohrudi se osvědčilo použití rychleschnoucího kyanoakrylátového lepidla gelové konzistence. Po nalepení vysílačky byli raci opatrně vypuštěni co nejblíže místu jejich odchytu.

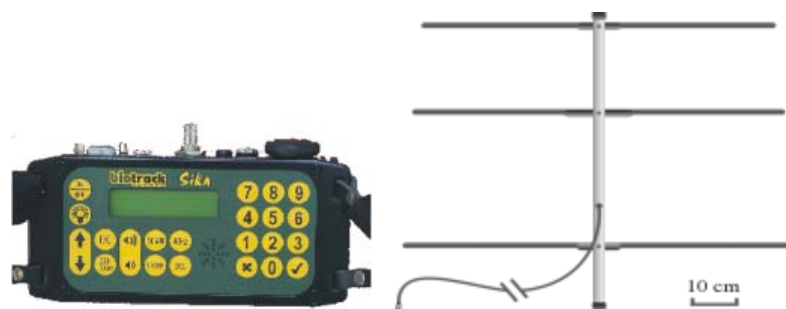
sledované období léto 2008 (20. 7. – 10. 8. 2008)					sledované období jaro 2009 (1. 4. – 29. 4. 2009)					sledované období podzim 2009 (4. 10. – 29. 10. 2009)				
číslo vysílačky	frekvence	délka hlavohrudi (mm)	celková délka (mm)	pohlaví	číslo vysílačky	frekvence	délka hlavohrudi (mm)	celková délka (mm)	pohlaví	číslo vysílačky	frekvence	délka hlavohrudi (mm)	celková délka (mm)	pohlaví
1	138.2360	31	66,5	F	1	138.3380	37	71	M	1	138.3780	47	96	M
2	138.4020	42	87	M	2	138.3608	31	68	F	2	138.3135	36	71	M
3	138.3156	31	64	F	3	138.2266	41	80	M	3	138.2050	40	80	M
4	138.3945	36	73	M	4	138.3012	32	64	F	4	138.4159	41	84	M
5	138.2579	32	68	M	5	138.2572	34	72	M	5	138.3543	37	73	F
6	138.3865	37	80	F	6	138.2787	40	80	M	6	138.2465	55	103	F
7	138.2790	34	71	M	7	138.3945	46	94	M	7	138.2710	36	76	F
8	138.3580	37	78	F	8	138.2360	45	97	M	9	138.3973	30	60	F
9	138.4343	33	69	F	9	138.3234	46	94	M	10	138.4214	30	60	M
10	138.3012	32	66	M	10	138.2926	42	87	M	11	138.2955	37	73	F
11	138.3387	34	71	M	11	138.2055	44	86	M	12	138.3640	49	100	M
12	138.2266	38	78	M	12	138.3975	45	90	M					
13	138.2590	45	94	F	13	138.3543	40	79	M					
14	138.3900	32	67	F	14	138.4343	39	82	M					
15	138.2378	47	90	M	15	138.4193	37	70	M					
16	138.2695	29	61	F	17	138.3838	42	87	M					
17	138.4234	32	67,5	F										
18	138.3839	36	75	M										
19	138.2140	32	66	F										
20	138.3545	36	76	M										
sledované období jaro 2010 (17. 4. – 10. 5. 2010)					sledované období podzim 2010 (12. 10. – 7. 11. 2010)									
číslo vysílačky	frekvence	délka hlavohrudi (mm)	celková délka (mm)	pohlaví	číslo vysílačky	frekvence	délka hlavohrudi (mm)	celková délka (mm)	pohlaví					
1	138.2952	49	86	M	1	138.2563	47	100	M					
2	138.2080	34	72	F	2	138.2955	30	60	F					
3	138.4113	35	71	M	3	138.2840	49	103	F					
4	138.3795	41	83	M	4	138.4305	41	84	M					
5	138.2750	46	83	M	5	138.3262	36	71	M					
6	138.2840	49	99	M	6	138.4159	40	83	M					
7	138.2262	44	79	M	7	138.313	36	76	F					
8	138.3657	40	82	M	9	138.3973	37	75	F					
9	138.4305	37	74	F	10	138.271	30	60	M					
10	138.2563	40	73	M	11	138.4214	55	96	M					
11	138.3244	32	65	F	12	138.3657	37	73	F					
12	138.3262	31	63	F										

Tab 1. Tabulka obsahuje údaje o použitých vysílačkách a označených jedincích.

Vysílačky a příjem signálu

Ke sledování byly využity vysílačky typu Pip (Biotrack, Wareham, Velká Británie) o velikosti 14 x 6 x 3 mm a hmotnosti 0,5 g, napájené baterií typu Ag379 (Obr 8B.). Vysílačka opatřená baterií tohoto typu má životnost 3 – 4 týdny. Je výrobcem doporučována ke sledování bezobratlých živočichů a v ČR byla opakovaně využita ke sledování chování raka pruhovaného (Buřič a kol. 2009a; Buřič a kol. 2009b). Vysílačky jsou výrobcem dodávány s pevně nastavenými unikátními frekvencemi, které se mohou v případě nedostatečného odstupu vzájemně překrývat a být pak přijímačem identifikovány jako jedna. Tomu jsem se snažila zabránit výběrem vysílaček s frekvencemi od sebe dostatečně vzdálenými (Tab 1.).

Signál vysílaček byl sledován pomocí přijímače Sika (Obr 7A..) a antény Flexible Yagi (Obr 7B.)(Biotrack Ltd., Wareham, Velká Británie). Přijímány jsou frekvence v rozsahu 138 – 173,999 MHz. Anténa má tři ohybatelné moduly, díky kterým je dobře využitelná i v hůře prostupném terénu přibližné vegetace.



Obr 7. A. Přijímací zařízení Sika. B. Anténa Flexible Yagi zachycující signál se třemi flexibilními rameny
Zdroj: www.biotrack.co.uk

Dohledání signálu probíhá na principu vzrůstajícího bezrozměrného čísla na displeji přijímače. Toto číslo nabývá hodnot od cca 20 do 99, kdy 99 je nejvyšší dosažitelná hodnota. Zároveň se signál ozývá také akusticky. Ve vodorovné poloze antény lze podle síly signálu nejprve určit směr, odkud signál přichází, a dále lze stanovit hrubý odhad plochy, na které se živočich pravděpodobně nachází. Po přiblížení k vysílačce (přípevněné na karapax raka) přichází na řadu změna polohy antény – anténu je třeba natočit svisle (Obr 8A..). Anténa v této poloze umožňuje zaměření polohy raka s přesností cca 0,5 m. Přesnou polohu pak může kontrolující osoba určit podle vhodného úkrytu, nežádka také v tento okamžik raka spatří. Denní kontrola polohy raka začínala vyhledáním místa, kde byla zaznamenána jeho poloha předchozího dne.

Přijímací zařízení doplněné anténou má při tomto způsobu využití dosah až 100 m. Ze zkušenosti je dosah signálu vydávaného vysílačkou poměrně významně ovlivněn hloubkou vody a substrátu, ve kterém se rak nachází. Občas dojde k nenalezení signálu z vysílačky. Důvodem může být migrace raka na velkou vzdálenost, pravděpodobnější je však jeho predace. Během sledování byla potvrzena hned dvě pozření značeného raka predátorem, v prvním případě sumcem velkým, ve druhém volavkou popelavou (letní sledování 2008). Vysílačky neztratily svou funkci ani v trávicím traktu zvířat a jedna z nich byla nalezena funkční po ukončení sledování volně ležící na dně toku. Pozření značeného raka predátorem bylo zaznamenáno také při telemetrickém sledování v okolí nádrže Orlik (Buřič, osobní sdělení).



Obr 8. A. Příjem signálu z vysílačky pomocí přijímače v poloze kolmo k hladině, ve které lze zaměřit přesnou polohu raka. Foto: Ladislav Chládek. B. Rak s nasazenou telemetrickou vysílačkou. Foto: Adam Petrusek.

Sběr dat

Sledování aktivity raků pruhovaných proběhlo celkem v pěti obdobích během tří let. První rok (2008) bylo sledované období v létě, dva po sobě následující roky (2009 a 2010) proběhlo sledování na jaře a na podzim. K nasazení vysílaček došlo vždy po zaznamenání pohybové aktivity a to buď pozorováním volného pohybu raků v toku, nebo po zachycení prvních jedinců do migrační pasti. Délka jednotlivých sledovaných období se odvíjela od životnosti baterie vysílaček.

V literatuře se uvádí, že aktivita raků je do značné míry pozměněna v průběhu svítání a soumraku (Bubb a kol. 2004; Buřič a kol. 2009b). Z tohoto důvodu byl pohyb raků sledován vždy za denního světla. V létě roku 2008 byla kromě denních kontrol pořizována také sledování diurnální. Poloha sledovaných jedinců byla zaznamenána do připravených

mapek a podrobně popsána do záznamových tabulek. Poloha byla vždy vztažena k označeným stromům a pařezům na břehu. Dále byly pro popis přesné polohy využívány výrazné objekty v toku a v jeho těsné blízkosti – lávky přes potok, betonové předěly, zeměměřičské patníky na břehu atd.

Měření teploty

Teplota byla měřena a každé čtyři hodiny uložena do paměti nainstalovaných dataloggerů (typ Minikin). Dataloggery byly uloženy přímo v toku Pšovky, a to v blízkosti stromu s označením E v úseku nad rybníkem (Obr 3.) a v blízkosti stromu 13 v úseku pod rybníkem (Obr 4). Pro statistické výpočty byly použity denní průměry zaznamenaných teplot.

Využití migrační pasti

Od podzimu roku 2009 byla do ústí toku do rybníku na všechna sledovaná období instalována obousměrná průtočná past. Tato past byla určena ke sledování počtu raků migrujících mezi rybníkem a potokem. Odchytové zařízení bylo instalováno vždy v období telemetrického sledování, případně krátkou dobu před nasazením vysílaček, aby byl zachycen počátek zvýšené aktivity raků. Past byla kontrolována denně v průběhu telemetrie, před a po období telemetrického sledování kontroly probíhaly každé 2 až 3 dny. V podzimním období roku 2010 byla past ponechána na místě ještě měsíc po ukončení telemetrie. Důvodem byla snaha pozorovat trvající migraci raků mezi tokem a rybníkem.

Kontrola pasti spočívala ve vylovení všech zachycených živočichů a zapsání počtu jedinců a jejich druhu. V případě odchycení raků byly zapsány pohlaví, celková délka, délka hlavohrudi a směr pohybu živočichů (do rybníka/do toku). V závěru kontroly byla past důkladně očištěna od naplaveného listí a dalšího znečišťujícího materiálu.

V obdobích jaro a podzim 2009 a část jarního období 2010 byla použita past navržená Ing. Milošem Buřičem z Výzkumného ústavu rybářského a vodohospodářského ve Vodňanech a zaevidována jako funkční vzorek (RIV/60076658:12610/08:00009914 - Past pro monitoring protiproudových a poproudových migrací raků). Past je zkonstruována ze svařovaného kovového rámu potaženého pletivem. Uvnitř pasti jsou dvě komory se vstupem ve tvaru vrše, které zabraňují zpětnému úniku raků. Je složena ze dvou identických jednotek, které jsou zasazeny do ústí potoka vedle sebe se vstupy v opačných směrech (Obr 9A.)

Na jaře 2010 byl tento typ pasti vyměněn za nově navržený model. Nový typ je zkonstruován z hlavního tělesa, které je pevně ukotveno v ústí toku a dvou vyjímatelných děrovaných košů. Koše jsou vybaveny vstupy, které navádí bentické živočichy dovnitř a zároveň omezují jejich zpětný únik (Obr 9B.). Kontrola pasti je výrazně usnadněna díky tomu, že koše jsou vyjímatelné. Celá konstrukce je vytvořena tak, aby snížila zanášení plovoucím materiálem.

Tento model úspěšně prošel testováním v terénu a na jaře 2011 byla podána žádost o jeho zapsání jako užitého vzoru. Podrobný popis modelu pasti je v příložené přihlášce užitého vzoru (Příloha 1).



Obr 9. A. Odchyťová past použitá pro zjištění migrace mezi tokem a rybníkem v roce 2009 a část jarního sledování 2010 B. Nový model odchyťové pasti instalovaný v toku část jarního sledování v roce 2010 a celé podzimní sledování 2010.

Zpracování dat

Polohy všech jedinců byly dle terénních zákresů a popisů zaznamenány do mapového podkladu v programu ArcGis 9.2, který umožnil změřit vzdálenost mezi jednotlivými polohami raka v průběhu sledování. Vzdálenost byla vždy měřena ve směru toku a výsledkem byly tabulkové záznamy s popisy polohy sledovaného jedince každý den a s informací o délce a směru jeho pohybu od předchozího dne.

Získaná data byla zpracována v programu R 2.13.1 (R Development Core Team 2011), grafické výstupy byly vykresleny pomocí knihoven lattice (Sarkar 2008) a latticeExtra (Sarkar a Andrews 2011). Ve výsledcích je aktivita raků popisována jednak jako počet změn polohy, tak jako pohybová aktivita měřená jako vzdálenost, kterou jedinec urazil od předchozího záznamu; směr po proudu je prezentován plusovým znaménkem, proti proudu minusovým. Počet změn polohy je počet jedinců, kteří změnili svou polohu od předchozího záznamu bez ohledu na vzdálenost, kterou urazili. Využitá metoda umožňuje zaznamenat změnu polohy s přesností na 0,5 m.

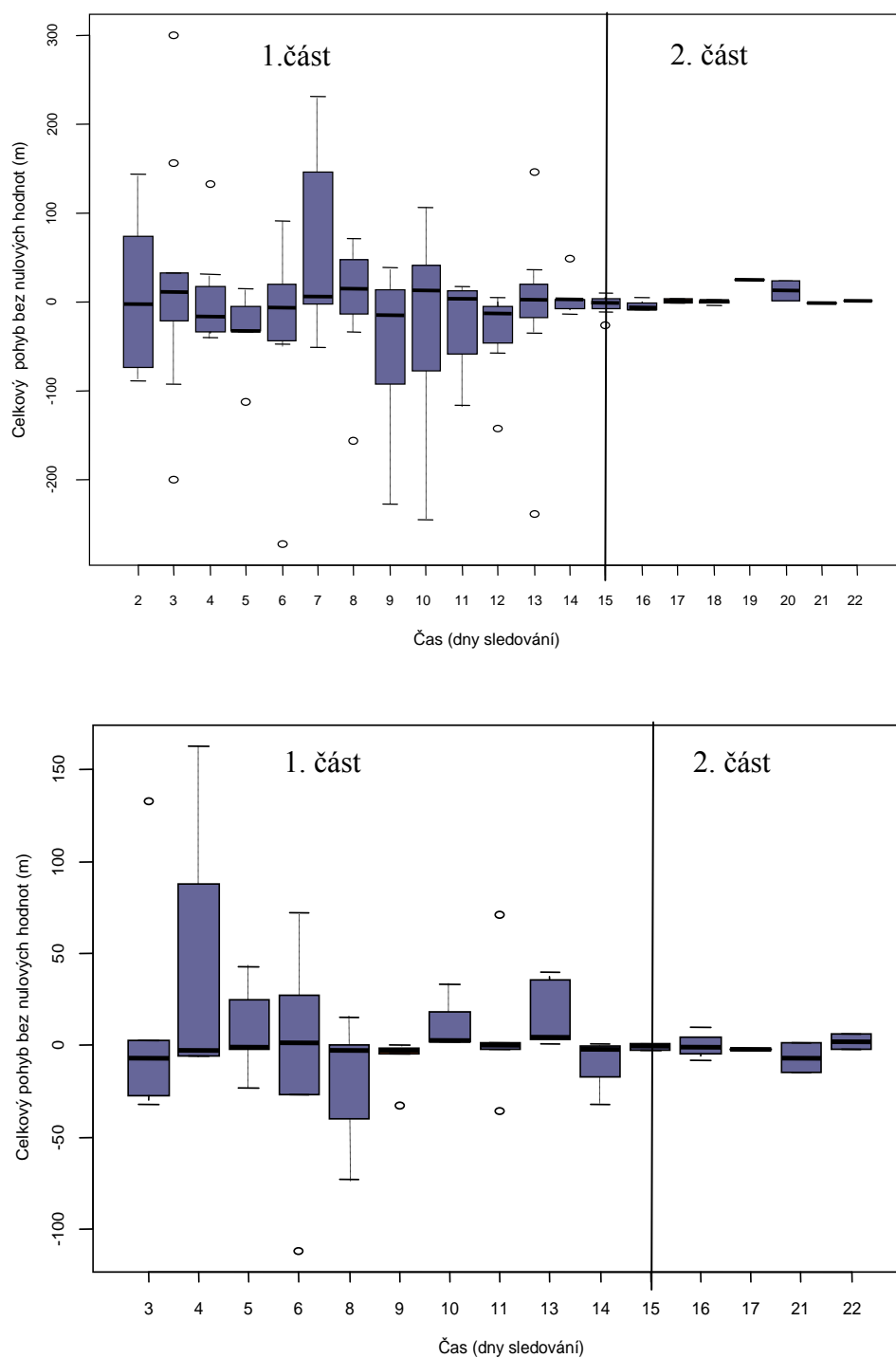
Pro zjištění potenciálně převládajícího směru pohybu raků po anebo proti proudu byl použit jednovýběrový neparametrický Wilcoxonův test. Tento test byl použit z důvodu malého vzorku dat a jejich ne zcela normálního rozdělení. Pro odhad vztahu pohybové aktivity raků a teploty vody byla použita metoda Spearmanova korelačního koeficientu.

Rozdíl ve frekvenci mezi pohyby po a proti proudu byl hodnocen na základě χ^2 testu s Yatesovou korekcí. Korelace pohybové aktivity a velikosti jedince byla zjišťována pomocí smíšeného regresního modelu, který s opakovanými pozorováními na jedincích nakládal jako s pseudoreplikacemi, s využitím knihovny nlme, (Pinheiro a kol. 2011). Korelace pohybové aktivity a pohlaví jedince nebyla testována, protože v letním období 2008, kdy byli vysílačkami označeni samci a samice ve stejném poměru, byla aktivita raků minimální. V ostatních obdobích se naopak nepodařilo pro vysílačky odchytit jedince v poměru pohlaví 1:1.

Aktivita v jarních obdobích sledování se výrazně lišila v první a v druhé části sledování (Obr 10A,B.); z tohoto důvodu byly tyto části sezon posuzovány rovněž nezávisle. Rozdíl v pohybové aktivitě mezi těmito obdobími byl testován pro jedince párovým t-testem. Rozdíl v počtu pohybů mezi první a druhou částí jarního období byl pak testován pomocí zobecněného lineárního modelu (GLM).

K testování rozdílu v pohybové aktivitě mezi dnem a nocí byl použit smíšený regresní model. K testování rozdílu počtu změn polohy následně zobecněný lineární model

s Poissonovým rozdělením. Nulové hypotézy byly u všech provedených testů zamítány na hladině významnosti $\alpha = 0.05$.



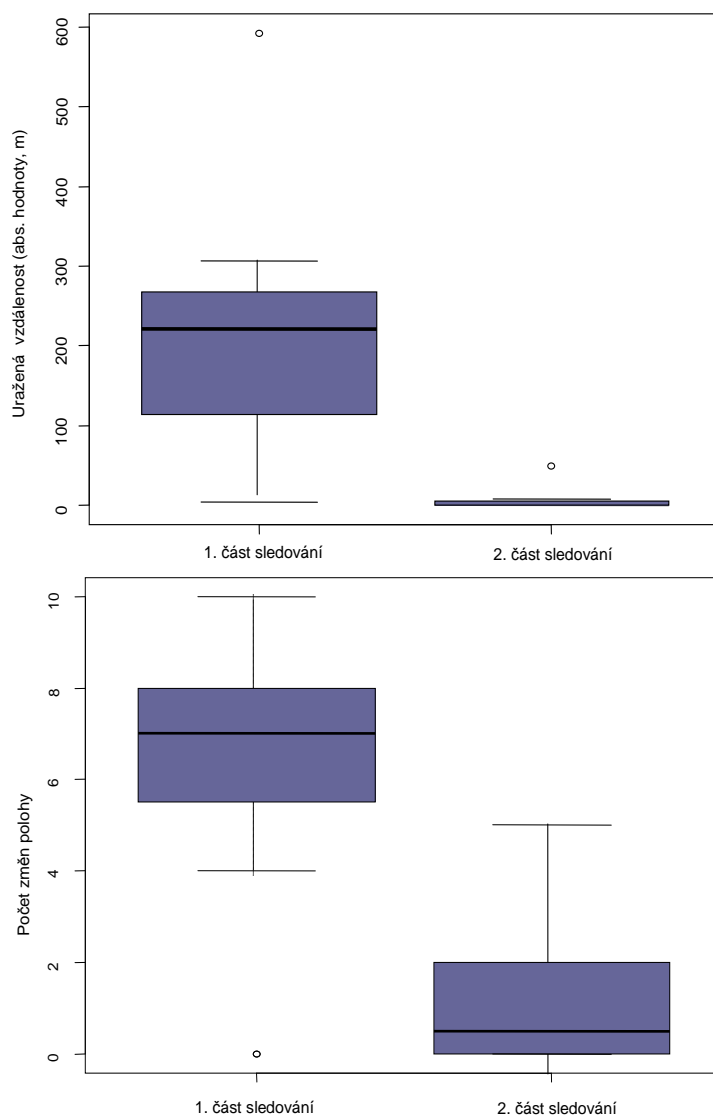
Obr 10. Pohyb jedinců rozdělen podle rozdílné aktivity na dvě části. A. Jarní období roku 2009. B. Jarní období roku 2010.

Výsledky

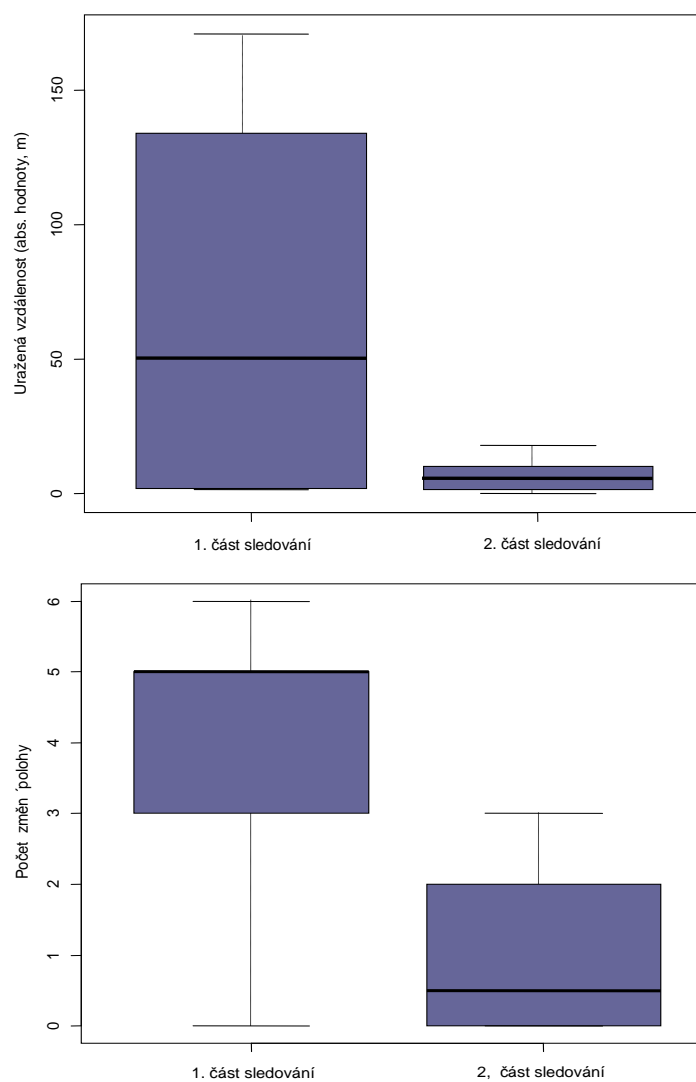
Začátek této kapitoly je věnován srovnání aktivity raků mezi ročními obdobími. Poté následují výsledky zabývající se faktory, které mohou tuto aktivitu ovlivňovat. Nakonec uvádím výsledky sledování migrace raků mezi tokem a rybníkem a směru migrace v toku.

Jarní sledování

Nejvyšší hodnota průměrného denního pohybu, $23,6 \pm 51,9$ m, byla zaznamenána v jarním období 2009 (1. 4. – 29. 4. 2009). Pohybová aktivita v první části sledovaného období byla statisticky významně vyšší než ve druhé polovině (párový t-test, $p = 0.03$) (Obr 11A), stejně jako počet změn polohy (GLM, $p < 10^{-9}$) (Obr. 11B). Všichni raci zachycení v tomto období do pasti byli zaznamenáni v první části tohoto období (Tab 2.).



Obr 11. Krabicové diagramy znázorňují součet celkové uražené vzdálenosti v absolutních hodnotách (A) a počtu změn polohy všech raků (B) v první a v druhé části sledování v období jaro 2009.



Obr 12. Krabicové diagramy znázorňují součet celkové uražené vzdálenosti v absolutních hodnotách (A) a počtu změn polohy všech raků (B) v první a v druhé části sledování v období jaro 2009.

sledované období	průměrný denní pohyb a směrodatná odchylka (m)	maximální vzdálenost po proudu (m)	maximální vzdálenost proti proudu (m)	vztah celkové aktivity a teploty vody (Spearmanův korelační koeficient, p)	vztah celkové aktivity a velikosti jedince (smíšený regresní model, p)	trend ve směru pohybu (Wilcoxonův test, p)	rozdíl ve frekvenci pohybů po nebo proti proudu (χ ² test, p)	do potoka	do rybníka
léto 2008 pod rybníkem	2,4 ± 15,4 (0,6 ± 4,2)*	53	150	0.1081	0.9740	-	-	-	-
léto 2008 nad rybníkem	3,1 ± 25,1 (0,9 ± 3,2)*	25	300	0.5959	0.2439	-	-	-	-
jaro 2009	23,6 ± 51,9	301	273	0.7487** 0.3686**	0.0300	0.5879	0.665	14	0
podzim 2009	3,2 ± 6,1	39	30	0.002562	0.9233	0.8203	0.329	0	0
jaro 2010	10,8 ± 23,7	163	112	0.4466** 0.464**	0.5375	0.8203	0.7747	0***	1***
podzim 2010	7,8 ± 26,2	168	172	0.3862	0.5830	0.2402	0.8578	24	12
								0	9

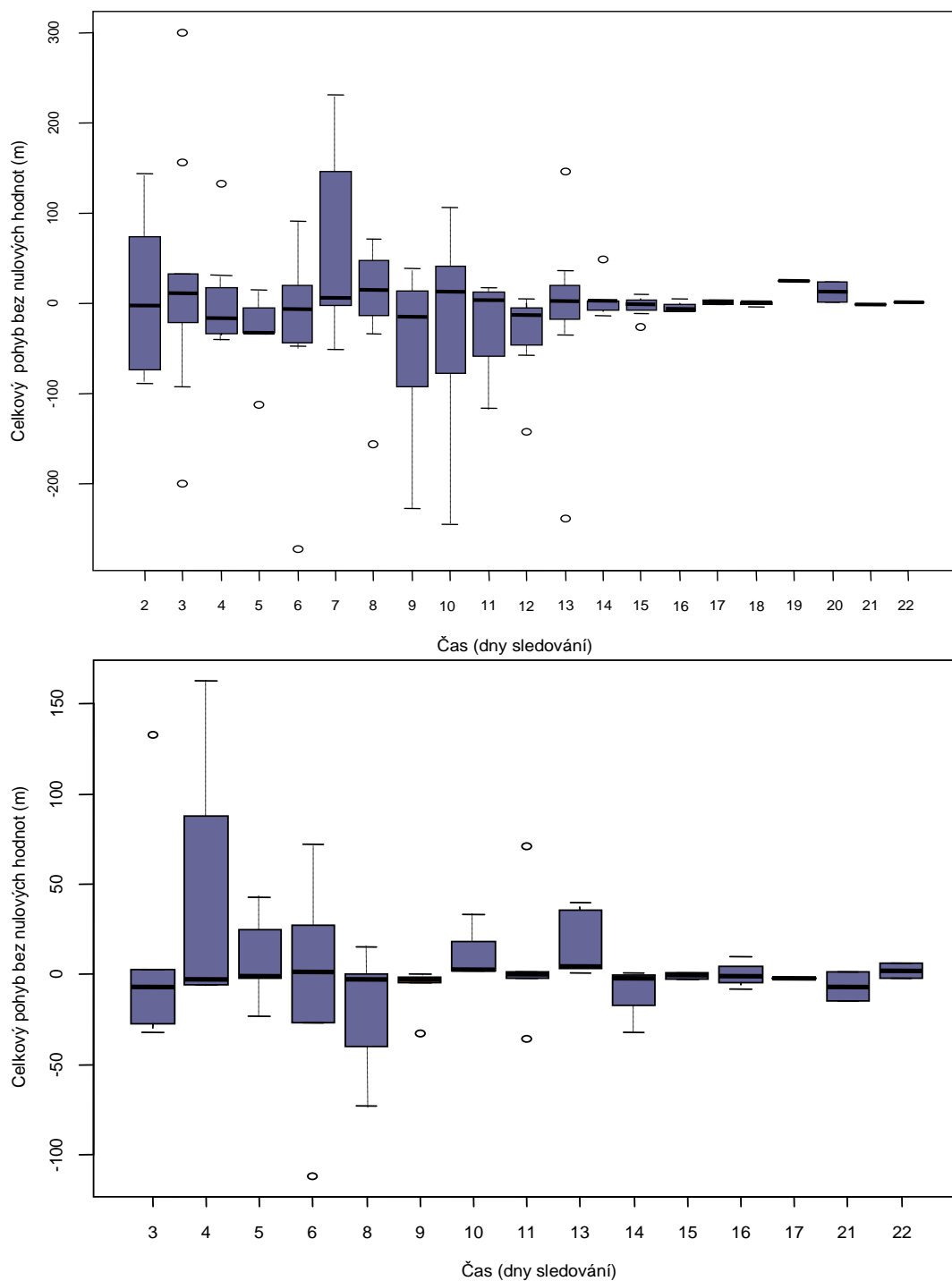
Tab. 2 Tabulka shrnuje výsledky studie ve všech sledovaných obdobích

* značí průměrný denní pohyb a směrodatnou odchylku v období po odstranění extrémních hodnot

** značí vypočítané hodnoty zvlášť pro první a druhou část jarního období roku 2009 a 2010

*** značí, že během tohoto období (dne 30. 4. 2010) byl instalován nový model pastí; tento model byl pak využit během celého podzimního období 2010

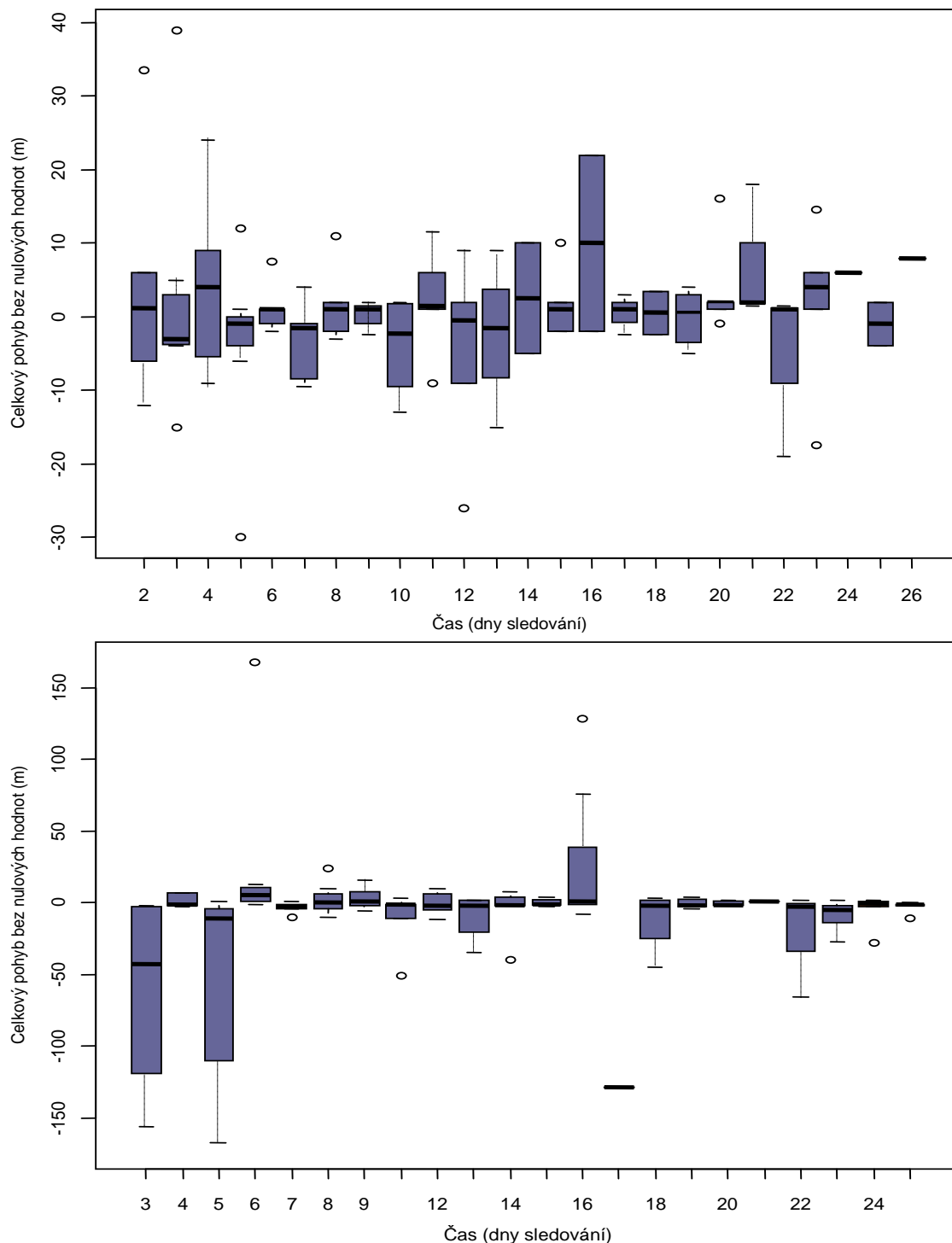
Na jaře 2010 (17. 4. – 10.5 . 2010) byla průměrná denní uražená vzdálenost $10,8 \pm 23,7$ m a aktivita v první části sledování se jevila na grafu jako výraznější (Obr 13B.). Přestože rozdíl v celkové aktivitě raků mezi první a druhou částí sledování nebyl statisticky významný (párový t-test, $p = 0.093$) (Obr 12A.), rozdíl v počtu pohybů mezi dvěma částmi byl průkazný (GLM, $p = 0.0003$) (Obr 12B.).



Obr 13 Celkový ohyb raků v jarním období vyjádřený pomocí krabicových diagramů, bez nulových hodnot. Čára uprostřed diagramu znázorňuje medián, kladné hodnoty prezentují pohyb po proudu, záporné hodnoty pohyb proti proudu. A. Jaro 2009. B. Jaro 2010

Podzimní sledování

Celkově byla aktivita v podzimním období roku 2009 (4. 10. – 29. 10.) velmi nízká (Obr. 14A) - průměrná denní uražená vzdálenost byla pouze 3.3 ± 6.2 m, a v migrační pasti nebyl zachycen žádný jedinec (Tab. 2).



Obr. 14 Celkový pohyb raků v podzimním období vyjádřený pomocí krabicových diagramů, bez nulových hodnot. Čára uprostřed diagramu znázorňuje medián, kladné hodnoty prezentují pohyb po proudu, záporné hodnoty pohyb proti proudu. A. Podzim 2009. B. Podzim 2010.

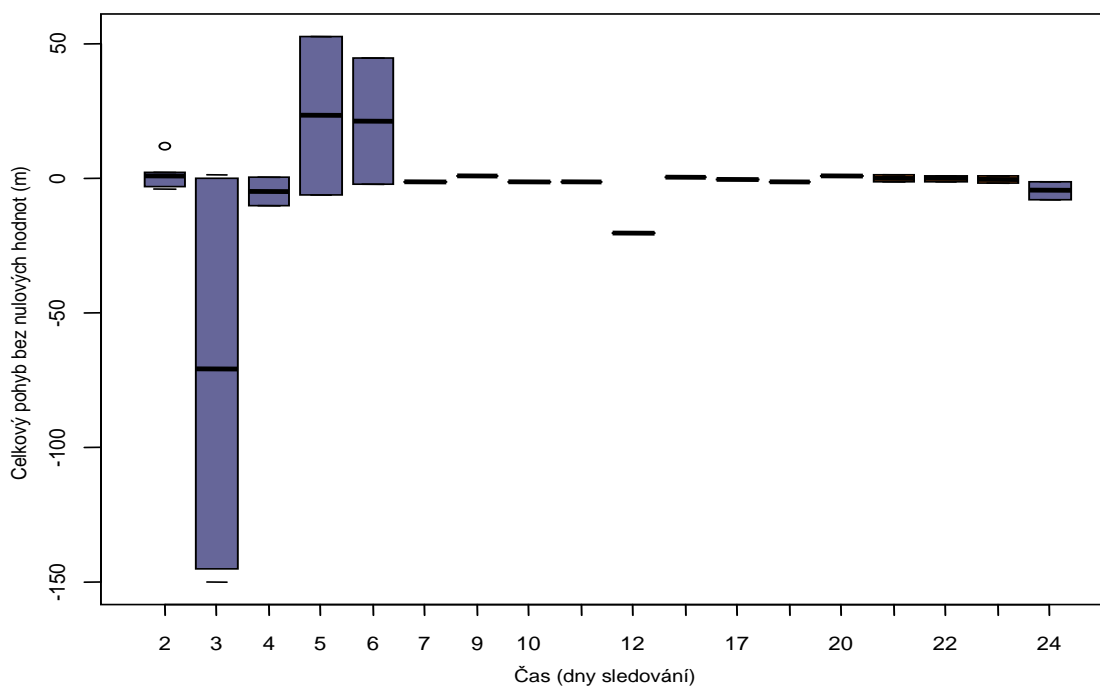
Na podzim o rok později (12. 10. – 7. 11. 2010) byla však situace značně odlišná. Raci byli aktivní až do začátku prosince, kdy byli v pasti zachyceni poslední jedinci. Průměrná denní uražená vzdálenost byla vypočítána na 7.8 ± 26.2 m. Pohybová aktivita raků v tomto období je znázorněna na Obr 14B.

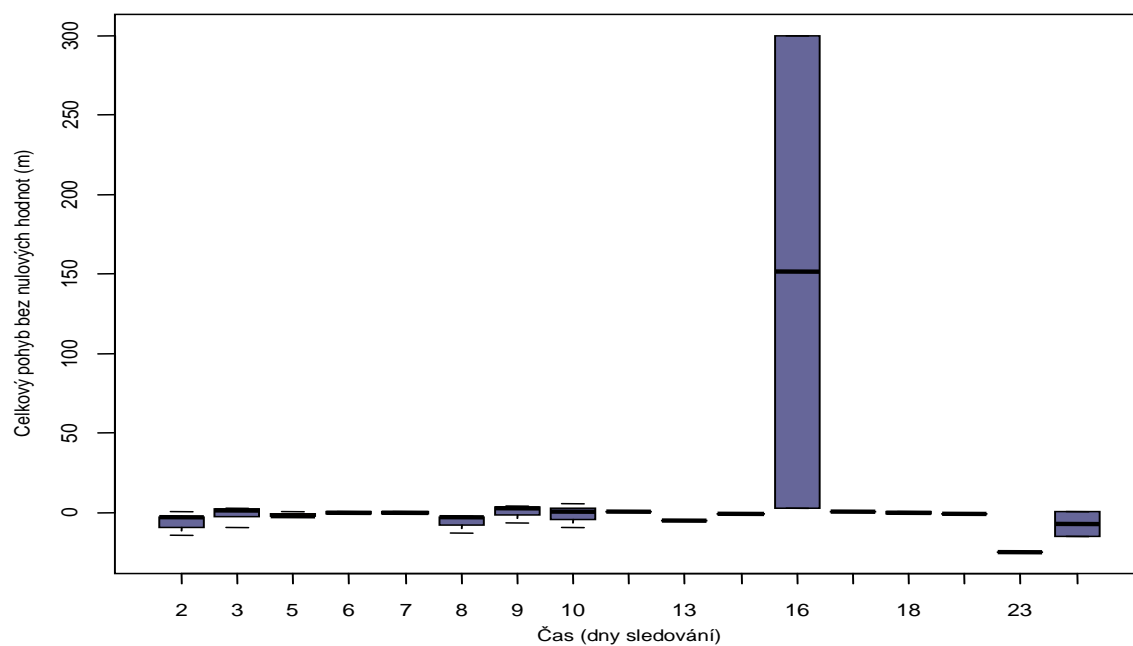
Letní sledování

Průměrná denní uražená vzdálenost za celé sledované období (20. 7. – 10. 8. 2008) v úseku nad rybníkem činila 3.1 ± 25.1 m a v úseku pod rybníkem 2.4 ± 15.4 m. Zvýšená aktivita trvala zhruba šest dnů po nasazení vysílaček, avšak pouze v úseku pod rybníkem (Obr. 15A).

Výrazný nárůst aktivity v úseku nad rybníkem 16. den (Obr 15B.) je způsoben jedincem, jehož pozici se podařilo zaměřit až po 10 dnech. Směr posunu tohoto jedince poukazuje na pohyb do rybníka. Tomuto pohybu nepředcházelo žádné období zvýšené aktivity. Po odstranění údajů z počátku tohoto sledování byla průměrná denní uražená hodnota minimální v obou sledovaných úsecích 0.9 ± 3.2 m, 0.6 ± 4.2 m.

V letním období roku 2008 byla pozornost zaměřena také na sledování diurnálních změn v aktivitě. Nepodařilo se prokázat rozdíl v celkové aktivitě mezi dnem a nocí (smíšený regresní model, $p = 0.8$), ani rozdíl v počtu pohybů raků (GLM, $p = 0.53$).

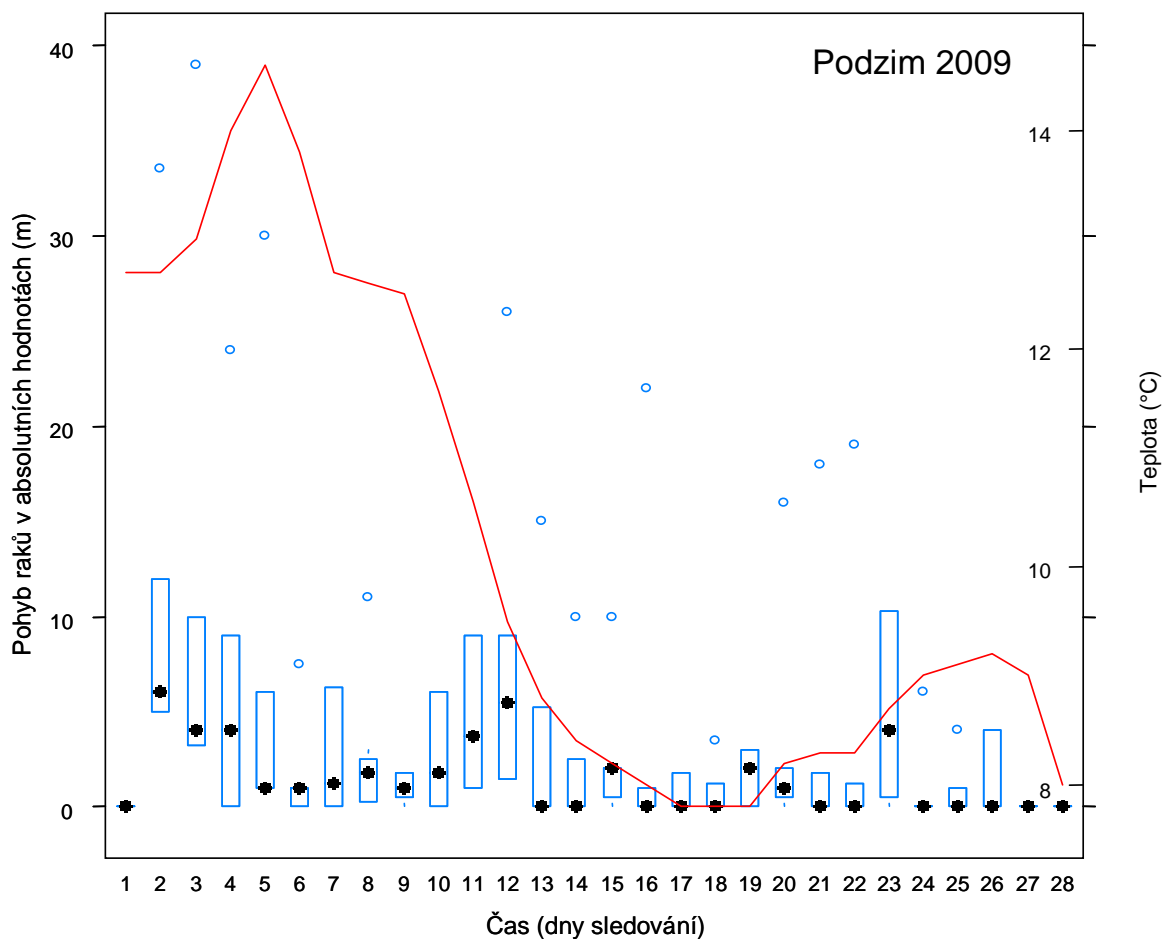




Obr 15. Celkový pohyb raků v letním období roku 2008 vyjádřený pomocí krabicových diagramů, bez nulových hodnot. Čára uprostřed diagramu znázorňuje medián, kladné hodnoty prezentují pohyb po proudu, záporné hodnoty pohyb proti proudu. A. Úsek pod rybníkem. B. Úsek nad rybníkem

Vliv teploty

Ve většině sledovaných obdobích nebyl prokázán vztah mezi pohybovou aktivitou raků a průměrnou denní teplotou vody (Tab 2, Obr. 16). Výjimkou je sledování na podzim 2009 (Spearmanův korelační koeficient, $p = 0.003$) (Obr. 16).



Obr 16. Graf znázorňuje pohyb raků v průběhu podzimního sledování 2009 v absolutních hodnotách. Červená čára vykresluje průběh teploty.

Vliv velikosti

S výjimkou jarního období 2009 pohybová aktivita zaznamenaná v této studii nezávisela na velikosti raků ($p > 0.2439$; Tab.2.). Důvodem je pravděpodobně nízká variabilita velikosti označených jedinců, způsobená limitem ve velikosti raka pro nasazení vysílačky. Na jaře 2009 však větší raci aktivovali více (smíšený regresní model, $p = 0.03$).

Směr migrace

V jarním období roku 2009 bylo zachyceno do pasti celkem 14 raků migrujících směrem do potoka. Ve stejném roce na podzim se však do pasti nezachytil žádný jedinec. Data z jara 2010, prezentovaná jedním rakem migrujícím ve směru do rybníka také neukázala žádný trend v migraci. Naopak v období od září do prosince roku 2010 byl v migrační pasti zachycen nejvyšší počet jedinců (Tab.2). Nepodařilo se nám tedy potvrdit žádný sezónní trend v migraci mezi rybníkem a tokem.

Pravděpodobně neexistuje ani trend ve směru pohybu v rámci toku. Ani v jedné sezoně se neprokázal převládající směr pohybu, ani rozdíl ve frekvencích pohybů po a proti proudu (Tab 2).

Diskuze

Výsledky této studie ukazují, že aktivita raků se mění během roku a je ovlivněna především cyklem rozmnožování. Další šíření raků pruhovaných proti proudu toku je poměrně pomalé. Zdá se tedy, že je omezeno i šíření patogenu račího moru, který je v této populaci přítomen. Promořenost populace raka pruhovaného v Pšovce z dlouhodobého hlediska spíše klesá (Matasová a kol. 2011). Riziko přenosu této nákazy na ohrožené raky říční vyskytující se ve stejném toku však stále přetrvává.

Rozdíly v aktivitě během roku

Jarní období

Pohybovou aktivitu raků zásadně ovlivňuje období rozmnožování. U raků rodu *Astacus* se objevuje páření na podzim a samice nosí vajíčka až do jara (Skurdal a Taugbøl 2002). Raci říční jsou v období páření nejaktivnější z celého roku (Bohl 1998; Nyström a kol. 2006). Totéž bylo prokázáno i pro raka signálního (Nyström a kol. 2006) a raka pruhovaného (Buřič a kol. 2009a). Na druhou stranu Bubb a kol. (2006) vliv páření na aktivitu raka signálního nepotvrdili, ale ve své práci uvádí, že důvodem může být malý počet sledovaných raků. Rak pruhovaný se páří na podzim, ale bylo u něj zjištěno i druhé páření na jaře v jarním období (Holdich a Black 2007). V počátku jarního sledování aktivity raka pruhovaného na Pšovce byli během denních hodin pozorováni jedinci aktivně se pohybující mimo úkryty i pářící se páry. Značnou denní aktivitu raka pruhovaného časně na jaře popsali ve své práci také Stucki a Romer (2001). Je pravděpodobné, že tato aktivita souvisela právě s pářením. Stejný jev byl pozorován i u raka červeného (Gherardi a kol. 2000). Po přibližně patnácti dnech od počátku telemetrického sledování aktivita raků v Pšovce razantně klesla. To pravděpodobně odpovídá ukončení páření a kladení vajíček. Samice totiž svou aktivitu v období kladení vajíček omezují na minimum. Pro vývoj vajíček je totiž nutné najít úkryt s vhodnou teplotou prostředí (Flint 1977; Barbaresi a kol. 2004). Po tom, co samice takový úkryt naleznou, opouští ho jen velmi zřídka. Důvodem je zřejmě kromě ochrany vajíček a vyvíjejících se mláďat (Gherardi a kol. 2002) také to, že samotné nošení vajíček omezuje samice v pohybu (Flint 1977). Aktivita samců po skončení páření také významně klesá a omezuje se pouze na noční hodiny (Buřič a kol. 2009a). Jednoznačnou souvislost mezi zvýšenou aktivitou raků pruhovaných na jaře a obdobím páření pozorovali Buřič a kol. (2009a) a sledování raka pruhovaného v Pšovce je tak ve shodě s jejich studií.

Podzimní období

Výsledky telemetrie během podzimního období roku 2009 ukázaly velmi nízký počet pohybujících se raků po celou dobu sledování. Tato dílčí data byla původně interpretována tak, že telemetrie byla zahájena až po skončení hlavního období migrace (Smejtek 2010). Data získaná na podzim 2010 však ukazují na poměrně hojnou aktivitu následovanou poklesem. I po něm byli zaznamenáni aktivní raci, a to až do prvních mrazů. Důvod pro rozdíl v chování raků mezi dvěma podzimními obdobími se mi nepodařilo objasnit. Mohlo by se jednat např. o zvýšený výskyt predátorů v roce 2009, který aktivitu raků výrazně snižuje (Hill a Lodge 1994; Robinson a kol. 2000). Pro testování této hypotézy jsme však nezískali potřebné údaje.

Pokles teploty na podzim se projevuje poklesem aktivity raků (Bubb a kol. 2002). U raka *Austropotamobius pallipes* v severní Anglii se objevilo v zimě strnutí trvající celkem 30 týdnů (Brewis a Bowler 1983). Na druhou stranu rak signální je schopen aktivně vyhledávat potravu i při teplotách kolem 4 °C (Guan a Wiles 1998). Ze sledování raka pruhovaného na podzim v roce 2009 vyšla najevo souvislost pohybové aktivity s teplotou vody, již zmíněná celková aktivita v tomto období byla však velmi nízká. V podzimní studii 2010 se korelace pohybové aktivity s teplotou neprokázala.

Buřič a kol. (2009b) během sledování pohybové aktivity raka pruhovaného na přítoku nádrže Orlik zaznamenali hromadný přesun většiny značených jedinců do nádrže po poklesu teploty vody na 7 °C. Předpokládají, že raci nacházejí v nádrži lepší podmínky pro přezimování, především vyšší teplotu a vhodný substrát k norování. V zimním období se také snižuje aktivita predátorů v nádrži, kteří tak nejsou pro raky tak velkou hrozbou jako po zbytek roku (Schütze a kol. 1998). Právě méně intenzivní predace ze strany ryb v přítoku během zbytku roku je pravděpodobně důvodem pro jarní přesun do toku. Migrace raků mezi tokem a nádrží za vhodnými úkryty byla popsána také u raka *Cambarus bartonii* (Cossette a Rodriguez 2004).

Migrační obousměrná past umístěná v ústí Pšovky do rybníka Lhotka zachytila na jaře roku 2009 celkem 14 jedinců migrujících ve směru z rybníka do toku. Tento výsledek poukazoval na jarní migraci do toku po přezimování v rybníku a byl tak ve shodě s hypotézou nastíněnou v práci Buřič a kol. (2009b). V dalších sledovaných sezónách na Pšovce se však periodická migrace mezi rybníkem a tokem nepotvrdila. Přesto jsme zaznamenali pohyb raků mezi rybníkem a tokem. V potoce rakům hrozí kromě predace rybami také nebezpečí v podobě terestrických predátorů (Fischer a kol. 2009). Je tedy možné, že početnost populace

v toku v důsledku predace (a mortality obecně) během roku klesá a je doplňována jedinci z rybníka.

Letní období

Během letního sledování v roce 2008 jsme zaznamenali zvýšenou aktivitu několik dní po nasazení vysílaček. Stejný jev pozorovali také Pöckl a Streissl (2005) po označení jedinců raka kamenáče metodou pájení. Robinson a kol. (2000) popsal tuto zvýšenou aktivitu jako reakci na stres z manipulace s jedincem a označil ji jako tzv. úlekovou reakci. Při radiotelemetrické studii na rakovi červeném byl vyřazen první den právě z důvodů této reakce (Barbaresi a kol. 2004). Tento typ stresové reakce se však neprojeví vždy (Bubb a kol. 2002; Buřič a kol. 2009b). Po odeznění počáteční úlekové reakce se raci během letního sledování téměř nepohybovali. To je v rozporu s řadou studií, které popisují nejvyšší aktivitu raků právě během léta v souvislosti s vyšší teplotou vody (Brewis a Bowler 1983; Barbaresi a Gherardi 2001). Důvodem malé aktivity raků v naší studii byl zřejmě dostatek potravy a vhodných úkrytů v toku. Dostatek zdrojů mimo období rozmnožování totiž značně snižuje aktivitu raků (Nyström a Granéli 1996; Bohl 1998).

Nejvyšší míra pohybové aktivity byla tedy zaznamenána v jarním období v souvislosti s pářením raků. Po skončení páření aktivita raků výrazně klesá a velmi nízká zůstává i přes léto. Aktivita v počátku podzimního období je vyšší než v létě, ale nedosahuje hodnot jarního sledování. Podzimní aktivita by také mohla souviset s pářením raků, ale tuto souvislost se nám nepodařilo prokázat.

Vliv teploty na aktivitu

Aktivita raků je závislá na teplotě okolního prostředí (Flint 1977; Brink van den a kol. 1988). Závislost pohybové aktivity na teplotě vody byla prokázána u raka pruhovaného (Brink van den a kol. 1988; Buřič a kol. 2009b) i u raka signálního (Bubb a kol. 2002), Gherardi a kol. (2000) popisují ve své studii vyšší počet jedinců raka červeného odchycených do pastí při vyšší teplotě vody. Vzrůst teploty na jaře se projevil zvýšením aktivity také u raka kamenáče (Troschel a kol. 1995). Z výsledků mé práce ale vychází, že teplota vody a pohybová aktivita raka pruhovaného v Pšovce spolu ve většině sledovaných obdobích nesouvisely.

Vliv pohlaví raků na aktivitu

Souvislost mezi pohlavím jedince a jeho aktivitou nemohla být v naší studii důkladněji testována. Důvodem bylo výrazně nerovnoměrné označení samců a samic během sledovaných období. Vyrovnaného poměru mezi samci a samicemi se při odchytu raků pro nasazení vysílaček podařilo dosáhnout pouze v letním sledování 2008 a v tomto období byla celková aktivita raků téměř nulová. Literatura uvádí větší uraženou vzdálenost u samic raka signálního v průběhu léta, což může souviset s hledáním vhodné potravy pro vytváření zásob před kladením vajíček (Bubb a kol. 2008). Obvykle však studie neuvádějí signifikantní rozdíl mezi pohybem samců a samic (Bubb a kol. 2002; Bubb a kol. 2004; Ghia a kol. 2009).

Vliv velikosti raků na aktivitu

Raci větších velikostí se vydávají na větší vzdálenosti a pohybují se rychleji (Hazlett a kol. 1974; Light 2003). Výrazný rozdíl v pohybu mezi juvenilí a dospělci byl zaznamenán také u raků *Austropotamobius pallipes* (Ghia a kol. 2009). Studie využívající metodu radiotelemetrie obvykle neuvádí souvislost aktivity s velikostí (Bubb a kol. 2002; Buřič a kol. 2009b). To ale může být v důsledku technických omezení této metody – pro označení telemetrickou vysílačkou musí být vybírání jedinci větších velikostí (Robinson a kol. 2000; Buřič a kol. 2009b). Během většiny období sledování v potoce Pšovka se vliv velikosti jedince neprojevil ani v naší studii, pouze v jarním období roku 2009 jsme zaznamenali vyšší aktivitu větších raků. Převážná většina označených jedinců v tomto období byli samci (Tab 1.) a jejich aktivita zřejmě úzce souvisela s probíhajícím obdobím páření. Vyšší uraženou vzdálenost větších samců v porovnání se samicemi označenými vysílačkou popsal také Robinson a kol. (2000).

Trend ve směru pohybu

Raci patří mezi největší vodní bezobratlé živočichy a jsou schopni aktivního pohybu proti proudu (Robinson a kol. 2000). V některých případech byl zaznamenán preferovaný směr pohybu ovlivněný především podmínkami prostředí (Momot 1966; Bubb a kol. 2008). V potoce Pšovka se ani v jednom ze sledovaných období neprokázal převládající směr pohybu. Tento závěr je ve shodě s řadou dalších prací, které nezaznamenaly významný rozdíl mezi pohybem po nebo proti proudu (Guan a Wiles 1997; Gherardi a kol. 1998).

Terénní testování nového modelu migrační pasti

Nový typ obousměrné migrační pasti se ukázal jako vhodný pro odchyt raků. Navíc v porovnání s původním modelem výrazně snížil zachytávání ostatních živočichů (Tab 2). Zapuštění pasti pod hladinu také značně omezilo zanášení pasti plovoucím materiálem. Vyjímatelné koše značně usnadnily kontrolujícím osobám manipulaci. Celkově se past osvědčila a pro další sledování migrace raků v podobných podmínkách ji lze doporučit.

Šíření raka pruhovaného v Pšovce

V roce 1994 bylo v potoce Pšovka možné nalézt populace raka říčního, raka bahenního i raka pruhovaného. Rak říční se nacházel v toku v úseku od rybníka Tubož (29. říční kilometr od ústí Pšovky do Labe) až po rybník Kačírek (23. říční km). Dále byl také nalezen na krátkém úseku v oblasti Kokořínského dolu (21. říční km), kde se vyskytoval společně s rakem bahenním. Výskyt raka bahenního byl popsán v toku od rybníka Kačírek (23. říční km) až po část toku nad rybníkem Lhotka (16. říční km), v úrovni mlýna Štampach. Zde byl vzácně nalezen také rak pruhovaný, který byl pravděpodobně vysazen rybáři do rybníka Lhotka (Beran 1995).

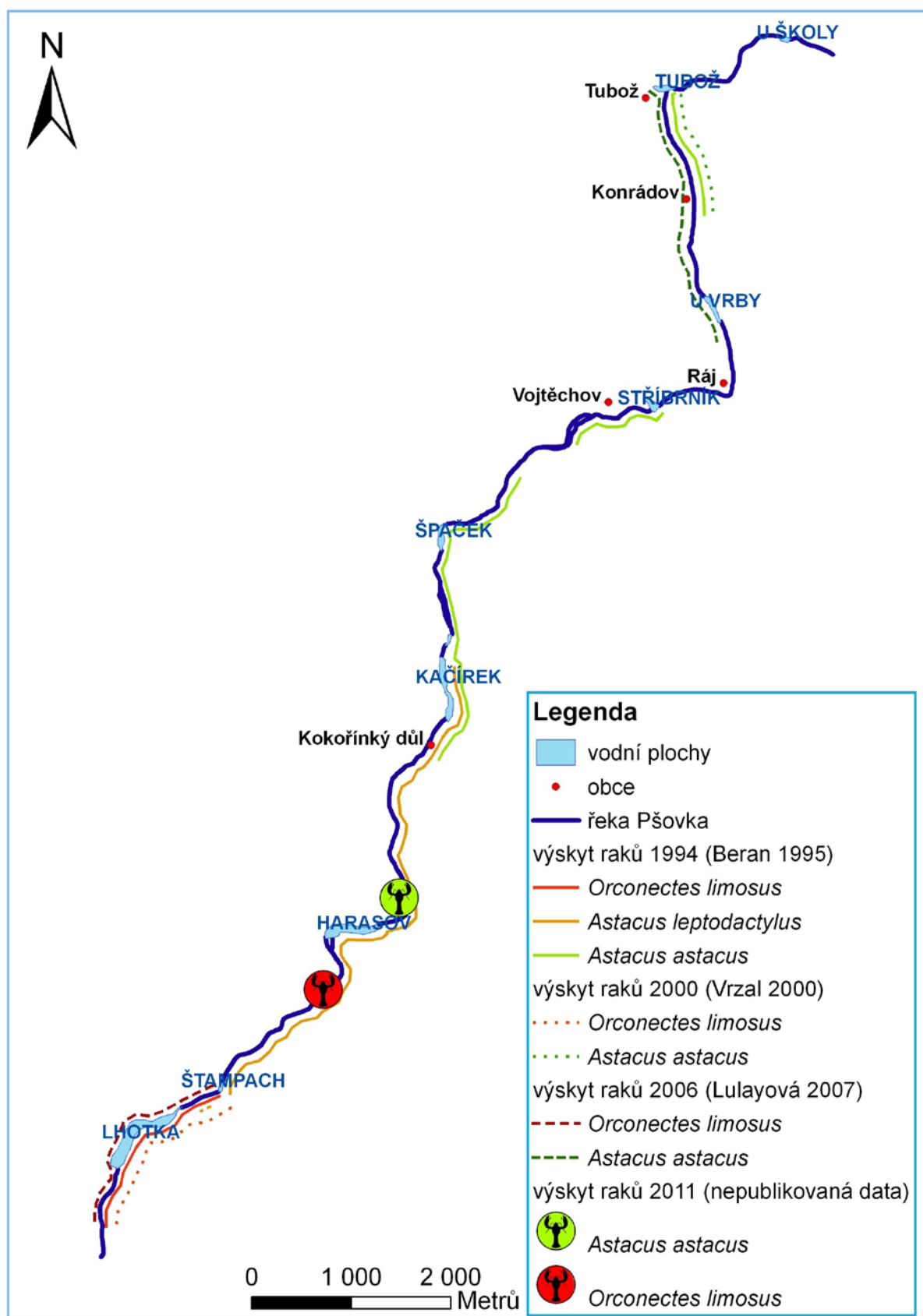
V roce 1998 došlo k hromadnému úhynu raků říčních i raků bahenních. Tento úhyn byl s největší pravděpodobností způsoben račím morem (Kozák a kol. 2000; Kozubíková a kol. 2006). Tuto hypotézu podporuje fakt, že populace raka pruhovaného nebyla touto nákazou viditelně nijak ovlivněna (Kozák a kol. 2000). Mapování výskytu raků v Pšovce v roce 2000 ukázalo, že rak bahenní z toku pravděpodobně zcela vymizel. Byl však potvrzen výskyt raka říčního, a to v oblasti mezi rybníkem Tubož (29. říční km) a obcí Konrádov (28. říční km). Nejvýše byl rak pruhovaný nalezen v oblasti nově (r. 1999) vzniklého rybníka Štampach (16. říční km) (Vrzal 2003).

Mapování prováděné v letech 2006 a 2007 (Lulayová 2007) také neprokázalo výskyt raka bahenního v Pšovce. Nejnižší výskyt raka říčního byl zaznamenán v toku pod výpustí rybníka Stříbrník (25. říční km). Jedinci raka pruhovaného byli odchyceni pouze v úseku mezi rybníkem Lhotka (15. říční km) a Štampach (16. říční km). V rybníku Štampach byl potvrzen výskyt raka pruhovaného v roce 2002 (Beran 2006). Při mapování v letech 2006 a 2007 se zde nepodařilo chytit raky pruhované do nastražených vrší, majitel rybníka však potvrdil, že se zde stále vyskytují (Lulayová 2007). V roce 2011 byl objeven rak říční v toku nad rybníkem Harasov (19. říční km) a rak pruhovaný byl nalezen v toku cca 900 m nad rybníkem Štampach (17. říční km) (Matasová, nepublikovaná data). Rak pruhovaný v potoce Pšovka se tedy pravděpodobně rozšířil od roku 1994 maximálně do vzdálenosti 2 km proti proudu.

Zdá se, že rak pruhovaný se proti proudu Pšovky příliš nešíří, což je v souladu s poznatky uváděnými v pracích Petrusek a kol. (2006) a Puky a Schád (2006). Situace ve větších tocích je poněkud odlišná. Rychlost šíření raka pruhovaného v Chorvatsku byla vypočítána na 2,5 km za rok (Hudina a kol. 2009). V maďarských řekách bylo zaznamenáno šíření o rychlosti 13 – 16 km za rok (Puky a Schád 2006). Autoři však připouští, že se pravděpodobně nejedná jen o šíření v důsledku samotného pohybu raků, ale že zde velkou roli může hrát i přenos s lodní dopravou. Rychlost šíření raka pruhovaného v Rumunsku byla vypočítána na 15 km za rok (Pârvulescu, v rec. řízení).

Rychlost kolonizace nových lokalit v tocích rakem signálním ve Velké Británii je zhruba 1,4 km za rok (Robinson a kol. 2000). V Portugalsku u raka červeného naměřili rychlost pohybu v rozsahu 1 – 11 m za den (Gherardi a Barbaresi 2000). Nejvyšší ураžená vzdálenost za jeden den v přítoku nádrže Orlík byla 129 m (Buřič a kol. 2009b). Hodnota nejdelší vzdálenosti ураžené za den v Pšovce dosáhla 301 m a byla zaznamenána v jarním období rozmnožování. Vzdálenost, kterou jsou raci pruhovaní v Pšovce schopni urazit, je tedy na poměry tohoto druhu poměrně velká. V žádném z telemetrických sledování se ale nepodařilo prokázat preferovaný směr pohybu raků po nebo proti proudu. Zároveň poslední záznamy o výskytu raků pruhovaných v Pšovce ukazují, že jeho šíření dále proti proudu toku je velmi pomalé. Toto je v souladu s poznatky Petruska a kol. (2006), kteří popsali jen velmi omezenou tendenci raka pruhovaného pronikat v malých tocích dále proti proudu.

Vlastní pohybová aktivita raka pruhovaného není pro populaci raka říčního aktuální hrozbou. Údaje z let 2007 a 2011 však ukazují, že rak říční se výrazně rozšířil ve směru po proudu a v současnosti je mezi populacemi obou druhů raků poměrně malá vzdálenost (cca 900 m). Výsledky sledování promořenosti populace raka pruhovaného v Pšovce původcem račího moru naznačují, že výskyt patogenu v populaci v poslední době poklesl. Přesto se zde však pravděpodobně stále vyskytuje (Matasová a kol. 2011). Další šíření raka říčního po proudu tedy ohrožuje jeho populaci nákazou račího moru.



Obr. 17 Mapka části toku s vyznačením výskytu raků v letech 1994, 2000, 2006 a 2011.

Doporučení pro další management račích populací v Pšovce

V předchozí kapitole bylo naznačeno, že populace raka říčního v Pšovce by mohla být v budoucnu ohrožena infekcí původcem račího moru pocházejícího z populace rak pruhovaného. Pravděpodobně nejlepším řešením pro udržení a rozvoj populace raka říčního by bylo odstranění raka pruhovaného z této lokality. Eliminace invazních druhů raků má však mnohé nevýhody (Gherardi a kol. 2011). Jednou z těchto nevýhod je i ovlivnění ostatních organismů, které by bylo v případě Pšovky nacházející se na území CHKO Kokořínsko velmi nežádoucí.

Záchrana populace raka říčního v případě vypuknutí úhynu na následky račího moru by tedy mohla spočívat v přemístění nenakažené části populace na jinou lokalitu. Zkušenosti s výběrem vhodných záchranných lokalit, tzv. *ark sites* pochází především z Velké Británie (Kindemba a kol. 2009; Whitehouse a kol. 2009). Lokalita by měla splňovat následující požadavky: Mělo by se jednat o uzavřenou vodní plochu bez výskytu invazních druhů raků a bez rizika jejich budoucího rozšíření. Dále by zde mělo být dostatek vhodných úkrytů, zdrojů potravy a přiměřené množství přirozených predátorů. Voda na lokalitě by měla splňovat požadavky na kvalitu vhodnou pro výskyt raků a neměla by být ohrožena znečištěním. Také by se ve vytipované vodní ploše neměl vyskytovat jiný ohrožený druh, jehož populaci by mohl rak říční poškodit. Vhodná lokalita by neměla být komerčně využívána a v případě jiného využití lokality člověkem je nutné informovat veřejnost o managementu lokality. Populace ohroženého druhu raka by měla být dlouhodobě monitorována. Požadavky na vhodnou lokalitu splňují např. některé zatopené pískovny, lomy, odlehlé lesní rybníky apod. (Whitehouse a kol. 2009).

Jinou variantou je v případě nutnosti přesunout raky říční proti proudu toku a využít tak hráze rybníků jako přirozenou migrační bariéru. Tuto přirozenou bariéru lze posílit také vybudováním dočasných umělých bariér v toku (Kerby a kol. 2005).

Závěr

Opakované sledování populace raka pruhovaného v potoce Pšovka během několika sezón potvrdilo, že existuje velká sezónní variabilita v pohybové aktivitě raků. Hypotéza o pravidelné sezónní migraci mezi potokem a rybníkem nebyla podpořena. Výrazný vliv na pohybovou aktivitu raků především v jarním období má rozmnožování. Letní sledování ukázalo velmi nízkou pohybovou aktivitu. Přesto, že se aktivita mění v závislosti na ročním období, neprokázala se její přímá souvislost s teplotou vody v krátkodobém měřítku. V žádném ze sledovaných období se nepotvrdil převládající trend v pohybu po proudu nebo proti proudu. Rozšíření raka pruhovaného v potoce Pšovka bylo v minulosti velmi pozvolné a další šíření tohoto druhu dále proti proudu toku není v současné době hlavní hrozbou. Nicméně při dalším šíření populace raka říčního po proudu by mohlo dojít k setkání obou populací, což by pro raky říční znamenalo značné ohrožení v podobě mezidruhové kompetice a především pravděpodobnou nákazou původcem račího moru. Výskyt a rozšíření raků v Pšovce by tedy měly být předmětem intenzivního sledování i v budoucnu.

Seznam literatury

- Abrahamsson A. (1965): A method of marking crayfish *Astacus astacus* Linne in population studies. *Oikos* 16 (1-2): 228-&.
- Abrahamsson A. (1966): Dynamics of an isolated population of crayfish *Astacus astacus* Linne. *Oikos* 17 (1): 96-&.
- Alderman D. J. (1996): Geographical spread of bacterial and fungal diseases of crustaceans. *Revue Scientifique Et Technique De L'Office International Des Epizooties* 15 (2): 603-632.
- Alderman D. J., Polglase J. L. (1985): Disinfection for crayfish plague. *Aquaculture & Fisheries Management* 16 (2): 203-205.
- Alderman D. J., Polglase J. L., Frayling M. (1987): *Aphanomyces astaci* pathogenicity under laboratory and field conditions. *Journal of Fish Diseases* 10 (5): 385-393.
- Barbaresi S., Gherardi F. (2001): Daily activity of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet): a comparison between field and laboratory studies. *Journal of Natural History* 35 (12): 1861-1871.
- Barbaresi S., Santini G., Tricarico E., Gherardi F. (2004): Ranging behaviour of the invasive crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard). *Journal of Natural History* 38 (22): 2821-2832.
- Beran L. (1995): Raci v CHKO Kokořínsko. *Ochrana přírody* 50 (4): 114 -115.
- Beran L. (1999): Konec raků v Pšovce? *Sosna* 1: 25.
- Beran L. (2006): Raci (Decapoda; Crustacea) CHKO Kokořínsko. *Bohemia Centralis* 27: 183-187.
- Beran L., Bímová K., Čejková M., Nová B., Pořízek L., Řezáč M., Šestáková E., Šnajdr M. (1998): Plán péče o Chráněnou krajinnou oblast Kokořínsko na období 1999 – 2008.
- Bohl E. (1998): Motion of individual noble crayfish *Astacus astacus* in different biological situations: In-situ studies using radio telemetry, In: Keller M., Keller M. M., Oidtmann B., Hoffmann R. a Vogt G. (eds.), 12th Symposium of the International-Association-of-Astacology, *Augsburg, Germany*: 677-687.
- Bojsen B. H., Witthøfft H., Styrishave B., Andersen O. (1998): In situ studies on heart rate and locomotor activity in the freshwater crayfish, *Astacus astacus* (L.) in relation to natural fluctuations in temperature and light intensity. *Freshwater Biology* 39 (3): 455-465.
- Brewis J. M., Bowler K. (1983): A study of the dynamics of a natural-population of the freshwater crayfish, *Austropotamobius pallipes*. *Freshwater Biology* 13 (5): 443-452.
- Brink van den F. W. B., Velde van der G., Geelen J. F. M. (1988): Life-history parameters and temperature related activity of an American crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) (Crustacea, Decapoda), in the area of the Major Rivers in the Netherlands. *Archiv Fur Hydrobiologie* 114 (2): 275-289.
- Bubb D. H., Lucas M. C., Thom T. J. (2002): Winter movements and activity of signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in an upland river, determined by radio telemetry. *Hydrobiologia* 483 (1-3): 111-119.

- Bubb D. H., Thom T. J., Lucas M. C. (2004): Movement and dispersal of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in upland rivers. *Freshwater Biology* 49 (3): 357-368.
- Bubb D. H., Thom T. J., Lucas M. C. (2006): Movement, dispersal and refuge use of co-occurring introduced and native crayfish. *Freshwater Biology* 51 (7): 1359-1368.
- Bubb D. H., Thom T. J., Lucas M. C. (2008): Spatial ecology of the white-clawed crayfish in an upland stream and implications for the conservation of this endangered species. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 18 (5): 647-657.
- Buřič M., Kozák P., Vích P. (2008): Evaluation of different marking methods for spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 02 (389): 1-8.
- Buřič M., Kouba A., Kozák P. (2009a): Spring mating period in *Orconectes limosus*: the reason for movement. *Aquatic Sciences - Research Across Boundaries* 71 (4):473-477
- Buřič M., Kozák P., Kouba A. (2009b): Movement patterns and ranging behavior of the invasive spiny-cheek crayfish in a small reservoir tributary. *Fundamental and Applied Limnology* 174 (4): 329-337.
- Buřič M., Hulák M., Kouba A., Petrusek A., Kozák P. (2011): A successful crayfish invader is capable of facultative parthenogenesis: A novel reproductive mode in decapod crustaceans. *Plos One* 6 (5): 5.
- Cossette C., Rodriguez M. A. (2004): Summer use of a small stream by fish and crayfish and exchanges with adjacent lentic macrohabitats. *Freshwater Biology* 49 (7): 931-944.
- Dieguéz-Uribeondo J., García M. A., Cerenius L., Kozubíková E., Ballesteros I., Windels C., Weiland J., Kator H., Söderhäll K., Martín M. P. (2009): Phylogenetic relationships among plant and animal parasites, and saprotrophs in *Aphanomyces* (Oomycetes). *Fungal Genetics and Biology* 46 (5): 365 - 376.
- Řuriš Z., Drozd R., Horká I., Kozák R., Policar T. (2006): Biometry and demography of the invasive crayfish *Orconectes limosus* in the Czech Republic. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* 380-81: 1215-1228.
- Filipová L., Lieb D. A., Grandjean F., Petrusek A. (2011): Haplotype variation in the spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus*: colonization of Europe and genetic diversity of native stocks. *Journal of the North American Benthological Society* 30 (4): 871-881.
- Fischer D., Pavlůvčík P., Sedláček F., Šálek M. (2009): Predation of the alien American mink, *Mustela vison* on native crayfish in middle-sized streams in central and western Bohemia. *Folia Zoologica* 58 (1): 45-56.
- Flint R. W. (1977): Seasonal activity, migration and distribution of crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in Lake Tahoe. *American Midland Naturalist* 97 (2): 280-292.
- Freeman M. A., Turnbull J. F., Yeomans W. E., Bean C. W. (2009): Prospects for management strategies of invasive crayfish populations with an emphasis on biological control. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 20 (2): 211-223.
- Gherardi F. (2006): Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 39 (3): 175-191.

- Gherardi F. (2007): Understanding the impact of invasive crayfish: Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats, 507-542.
- Gherardi F. (2010): Invasive crayfish and freshwater fishes of the world. *Revue Scientifique Et Technique-Office International Des Epizooties* 29 (2): 241-254.
- Gherardi F., Barbaresi S. (2000): Invasive crayfish: activity patterns of *Procambarus clarkii* in the rice fields of the Lower Guadalquivir (Spain). *Archiv Fur Hydrobiologie* 150 (1): 153-168.
- Gherardi F., Barbaresi S., Villanelli F. (1998): Movement patterns of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes*, in a tuscan stream. *Journal of Freshwater Ecology* 13 (4): 413-424.
- Gherardi F., Barbaresi S., Salvi G. (2000): Spatial and temporal patterns in the movement of *Procambarus clarkii*, an invasive crayfish. *Aquatic Sciences* 62 (2): 179-193.
- Gherardi F., Tricarico E., Ilhéu M. (2002): Movement patterns of an invasive crayfish, *Procambarus clarkii*, in a temporary stream of southern Portugal. *Ethology Ecology & Evolution* 14 (3): 183-197.
- Gherardi F., Acquistapace P., Santini G. (2004): Food selection in freshwater omnivores: a case study of crayfish *Austropotamobius pallipes*. *Archiv Fur Hydrobiologie* 159 (3): 357-376.
- Gherardi F., Aquiloni L., Diuéguez-Urbeondo J., Tricarico E. (2011): Managing invasive crayfish: is there a hope? *Aquatic Sciences - Research Across Boundaries* 73 (2): 185-200.
- Ghia D., Fea G., Spairani M., Bernini F., Nardi P. A. (2009): Movement behaviour and shelter choice of the native crayfish *Austropotamobius pallipes complex*: survey on a population in a semi-natural pond in Northern Italy. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 42 (3): 167-185.
- Griffiths S. W., Collen P., Armstrong J. D. (2004): Competition for shelter among overwintering signal crayfish and juvenile Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 65 (2): 436-447.
- Guan R. Z., Wiles P. R. (1997): Ecological impact of introduced crayfish on benthic fishes in a British lowland river. *Conservation Biology* 11 (3): 641-647.
- Guan R. Z., Wiles P. R. (1998): Feeding ecology of the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in a British lowland river. *Aquaculture* 169 (3-4): 177-193.
- Hall L., Unestam T. (1980): The effect of fungicides on survival of the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci*, Oomycetes, growing on fish scales. *Mycopathologia* 72 (3): 131-134.
- Hamr P. (2002): *Orconectes*. In: Holdich D. (ed.): Biology of freshwater crayfish. *Blackwell Science, Oxford*, 585 - 609.
- Hazlett B., Rittschof D., Rubenstein D. (1974): Behavioral biology of crayfish *Orconectes virilis* .1. Home Range. *American Midland Naturalist* 92 (2): 301-319.
- Hill A. M., Lodge D. M. (1994): Diel Changes in Resource Demand - Competition and Predation in Species Replacement among Crayfishes. *Ecology* 75 (7): 2118-2126.

- Hill A. M., Lodge D. M. (1999): Replacement of resident crayfishes by an exotic crayfish: The roles of competition and predation. *Ecological Applications* 9 (2): 678-690.
- Holdich D., Black J. (2007): The spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) (Crustacea: Decapoda: Cambaridae), digs into the UK. *Aquatic Invasions* 2 (1): 1-16.
- Holdich D. M. (2002): Distribution of crayfish in Europe and some adjoining countries. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* (367): 611-650.
- Hudina S., Faller M., Lucic A., Klobucar G., Maguire I. (2009): Distribution and dispersal of two invasive crayfish species in the Drava River basin, Croatia. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 09: 394-95.
- Chucholl C., Pfeiffer M. (2010): First evidence for an established Marmorkrebs (Decapoda, Astacida, Cambaridae) population in Southwestern Germany, in syntopic occurrence with *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817). *Aquatic Invasions* 5 (4): 405-412.
- Jerry D. R., Stewart T., Purvis I. W., Piper L. R. (2001): Evaluation of visual implant elastomer and alphanumeric internal tags as a method to identify juveniles of the freshwater crayfish, *Cherax destructor*. *Aquaculture* 193 (1-2): 149-154.
- Kerby J. L., Riley S. P. D., Kats L. B., Wilson P. (2005): Barriers and flow as limiting factors in the spread of an invasive crayfish (*Procambarus clarkii*) in southern California streams. *Biological Conservation* 126 (3): 402-409.
- Kindemba V., Whitehouse A. T., Peay S. (2009): Using GIS to prioritise and identify regional Ark sites for White-clawed crayfish: South West aggregate and mineral extraction sites *Natural England*.
- Kozák P., Adámek Z., Řehulka J. (2000): Úhyn raků na následky račího moru v potoce Pšovka v roce 1998. *Bulletin Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického Vodňany* 36 (36).
- Kozák P., Policar T., Ďuriš Z. (2004): Migratory ability of *Orconectes limosus* through a fishpass and notes on its occurrence in the Czech Republic. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* (372-73): 367-373.
- Kozák P., Buřič M., Policar T. (2006): The fecundity, time of egg development and juvenile production in spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) under controlled conditions. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* (380-81): 1171-1181.
- Kozák P., Buřič M., Policar T. (2007): Metodika lovu raků. *Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Vodňany*
- Kozubíková E., Petrusek A. (2006): O nevídaných račích přistěhovalcích a zkáze, kterou přinášejí. *Rybářství*: 53 - 55.
- Kozubíková E., Petrusek A. (2009): Račí mor - Přehled dosavadních poznatků o závažném onemocnění raků a zhodnocení situace v České republice. *Bulletin Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického Vodňany* 45 (2-3): 34 - 57.
- Kozubíková E., Petrusek A., Ďuriš Z., Kozák P., Geiger S., Hoffmann R., Oidtmann B. (2006): The crayfish plague in the Czech Republic - Review of recent suspect cases and a pilot detection study. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* (380-81): 1313-1323.

- Kozubíková E., Filipová L., Kozák P., Ďuriš Z., Martín M. P., Diéguez-Urbeondo J., Oidtmann B., Petrusek A. (2009): Prevalence of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci* in invasive american crayfishes in the Czech republic. *Conservation Biology* 23 (5): 1204-1213.
- Lappalainen R., Pursiainen M. (1995): The estimation of a noble crayfish (*Astacus astacus* L.) population size. *Freshwater Crayfish* 1995; 8: 228-234.
- Larson E. R., Magoulick D. D., Turner C., Laycock K. H. (2009): Disturbance and species displacement: different tolerances to stream drying and desiccation in a native and an invasive crayfish. *Freshwater Biology* 54 (9): 1899-1908.
- Light T. (2003): Success and failure in a lotic crayfish invasion: the roles of hydrologic variability and habitat alteration. *Freshwater Biology* 48 (10): 1886-1897.
- Lindqvist O. V., Huner J. V. (1999): Life history characteristics of crayfish: What makes some of them good colonizers? In: Gherardi F. a Holdich D. M. (eds.): Crayfish in Europe as Alien Species - How to Make the Best of a Bad Situation? A.A. Balkema, Rotterdam, 310p.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., de Poorter M. (2004): 100 of the world's worst invasive alien species. , A selection from the Global nvasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG), a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the IUCN, Gland, Switzerland
- Lozan J. L. (2000): On the threat to the European crayfish: A contribution with the study of the activity behaviour of four crayfish species (Decapoda: Astacidae). *Limnologica* 30 (2): 156-166.
- Lulayová Z. (2007): Rozšíření raků v CHKO Kokořínsko. *Bakalářská práce, Česká zemědělská univerzita v Praze, Lesnická fakulta* 45 s.
- Lulayová Z. (2009): Migrační chování raka pruhovaného v Pšovce (CHKO Kokořínsko). *Diplomová práce, Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí* 88 s.
- Matasová K. (2009): Faktory ovlivňující prostorovou distribuci a pohybovou aktivitu raků. *Bakalářská práce, Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta* 33 s.
- Matasová K., Kozubíková E., Svoboda J., Jarošík V., Petrusek A. (2011): Temporal variation in the prevalence of the crayfish plague pathogen, *Aphanomyces astaci*, in three Czech spiny-cheek crayfish populations. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (401): 14.
- Matthews M., Reynolds J. (1992): Ecological impact of crayfish plague in Ireland. *Hydrobiologia* 234 (1): 1-6.
- Momot W. T. (1966): Upstream movement of crayfish in an Intermittent Oklahoma Stream. *American Midland Naturalist* 75 (1): 150-&.
- Mori M., Pretoni Y., Salvidio S., Balduzzi A. (2001): Branchiobdellid size-crayfish size: a possible relationship. *Journal of Limnology* 60: 208-210.
- Nylund V., Westman K. (1995): The crayfish mortality register as an aid in control of crayfish diseases in Finland. *Freshwater Crayfish* 10: 363-373.

- Nyström P. (2002): Ecology. In: Holdich D. (ed.): Biology of freshwater crayfish. *Blackwell Science, Oxford*, 192-224.
- Nyström P., Granéli W. (1996): The effect of food availability on survival, growth, activity and the number of mature females in crayfish populations, In: Momot W. T. (ed.), 11th Symposium of the International-Association-of-Astacology, *Thunder Bay, Canada*: 170-181.
- Nyström P., Stenroth P., Holmqvist N., Berglund O., Larsson P., Granéli W. (2006): Crayfish in lakes and streams: individual and population responses to predation, productivity and substratum availability. *Freshwater Biology* 51 (11): 2096-2113.
- Oidtmann B., Heitz E., Rogers D., Hoffmann R. W. (2002): Transmission of crayfish plague. *Diseases of Aquatic Organisms* 52 (2): 159-167.
- Olsson K., Stenroth P., Nystrom P., Graneli W. (2009): Invasions and niche width: does niche width of an introduced crayfish differ from a native crayfish? *Freshwater Biology* 54 (8): 1731-1740.
- Pârvulescu L., Schrimpf A., Kozubíková E., Resino Cabanillas S., Vrålstad T., Petrusek A., Schulz R. Invasive crayfish and crayfish plague on the move: First detection of the plague agent *Aphanomyces astaci* in the Romanian Danube. *v rec. řízení pro Diseases of Aquatic Organisms*.
- Peay S., Hiley P. D., Collen P., Martin I. (2006): Biocide treatment of ponds in Scotland to eradicate signal crayfish. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* (380-81): 1363-1379.
- Petrusek A., Filipová L., Ďuriš Z., Horká I., Kozák P., Policar T., Štambergová M., Kučera Z. (2006): Distribution of the invasive spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) in the Czech Republic. Past and present. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* (380-81): 903-917.
- Pilotto F., Free G., Crosa G., Sena F., Ghiani M., Cardoso A. C. (2008): The invasive crayfish *Orconectes limosus* in Lake Varese: Estimating abundance and population size structure in the context of habitat and methodological constraints. *Journal of Crustacean Biology* 28 (4): 633-640.
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D., Core t. R. D. (2011): nmle: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models, *R package version 3.1-102*
- Pöckl M., Pekny R. (2002): Interaction between native and alien species of crayfish in Austria: Case studies. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* (367): 763-776.
- Pöckl M., Streissl F. (2005): *Austropotamobius torrentium* as an indicator for habitat quality in running waters? *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* (376-77): 743-758.
- Puky M., Schád P. (2006): *Orconectes limosus* colonises new areas fast along the Danube in Hungary. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* (380-81): 919-925.

- R Development Core Team (2011). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Reynolds J. D. (1988): Crayfish extinctions and crayfish plague in Central Ireland. *Biological Conservation* 45 (4): 279-285.
- Reynolds J. D. (1997): The present status of freshwater crayfish in Ireland. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* (347): 693-700.
- Robinson C. A., Thom T. J., Lucas M. C. (2000): Ranging behaviour of a large freshwater invertebrate, the white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes*. *Freshwater Biology* 44 (3): 509-521.
- Sarkar D. (2008): Lattice: Multivariate Data Visualization with R, *Springer, New York ISBN 978-0-387-75968-5*
- Sarkar D., Andrews F. (2011): latticeExtra: Extra Graphical Utilities Based on Lattice, *R package version 0.6-18*
- Schulz H. K., Smietana P., Maiwald T., Oidtmann B., Schulz R. (2006): Case studies on the co-occurrence of *Astacus astacus* (L.) and *Orconectes limosus* (Raf.): snapshots of a slow displacement. *Freshwater Crayfish* 15: 212-219.
- Schütze S., Stein H., Born O. (1998): Radio telemetry observations on migration and activity patterns of restocked noble crayfish *Astacus astacus* (L.) in the small River Sempt, north-east of Munich, Germany, In: Keller M., Keller M. M., Oidtmann B., Hoffmann R. a Vogt G. (eds.), 12th Symposium of the International-Association-of-Astacology, *Augsburg, Germany*: 688-695.
- Skurdal J., Taugbøl T. (2002): *Astacus*. In: Holdich D. (ed.): Biology of freshwater crayfish. *Blaskwell Science, Oxford*
- Smejtek L. (2010): Prostorová distribuce výskytu raků na modelovém území. *Diplomová práce, Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí* 73 s.
- Söderbäck B. (1995): Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the Introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a Swedish Lake - Possible causes and mechanisms. *Freshwater Biology* 33 (2): 291-304.
- Söderhäll K., Cerenius L. (1999): The crayfish plague fungus: History and recent advances. *Freshwater Crayfish* 12: 11-35.
- Strayer D. L. (2010): Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology* 55: 152-174.
- Stucki T. P. (1998): Life cycle and life history of *Astacus leptodactylus* in Chatzensee Pond (Zurich) and Lake Ageri, Switzerland, In: Keller M., Keller M. M., Oidtmann B., Hoffmann R. a Vogt G. (eds.), 12th Symposium of the International-Association-of-Astacology, *Augsburg, Germany*: 430-448.
- Stucki T. P., Romer J. (2001): Will *Astacus leptodactylus* displace *Astacus astacus* and *Austropotamobius torrentium* in Lake Ageri, Switzerland? *Aquatic Sciences* 63 (4): 477-489.

- Troschel H. J., Schulz U., Berg R. (1995): Seasonal activity of stone crayfish *Austropotamobius torrentium*. *Freshwater Crayfish* 1994(1995); 10: 196-199.
- Vilá M., Basnou C., Gollasch S., Josefsson M., Pergl J., Scalera R. (2009): One hundred of the most invasive species in Europe. In: DAISIE (ed.): Handbook of alien species in Europe, 440.
- Vitousek P. M., Dantonio C. M., Loope L. L., Westbrooks R. (1996): Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84 (5): 468-478.
- Vrzal D. (2003): Biologické hodnocení jakosti vody v Pšovce s ohledem na výskyt raků. *Diplomová práce, Česká zemědělská univerzita v Praze, Lesnická fakulta* 93 s.
- Westman K., Savolainen R. (2001): Long term study of competition between two co-occurring crayfish species, the native *Astacus astacus* L. and the introduced *Pacifastacus leniusculus* Dana, in a Finnish lake. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* (361): 613-627.
- Westman K., Savolainen R., Julkunen M. (2002): Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a small, enclosed Finnish lake: a 30-year study. *Ecography* 25 (1): 53-73.
- Whitehouse A. T., Peay S., Kindemba V. (2009): Ark sites for white-clawed crayfish - guidance for the aggregates industry, *Buglife - The Invertebrate Conservation Trust*.
- Yue G. H., Wang G. L., Zhu B. Q., Wang C. M., Zhu Z. Y., Lo L. C. (2008): Discovery of four natural clones in a crayfish species *Procambarus clarkii*. *International Journal of Biological Sciences* 4 (5): 279-282.

Přílohy

Příloha 1 – Text přihlášky k žádosti o zapsání užitého vzoru

Příloha 2 – Text článku publikovaného v časopise Knowledge and management of aquatic ecosystems